

A R T U Ü L I K O O L I
T O I M E T I S E D

TA ET COMMENTATIONES UNIVERSITATIS TARTUENSIS

955

PROCEEDINGS OF THE FIRST
BALTIC THERIOLOGICAL
CONFERENCE

МАТЕРИАЛЫ ПЕРВОЙ
БАЛТИЙСКОЙ ТЕРИОЛОГИЧЕСКОЙ
КОНФЕРЕНЦИИ

Töid zooloogia alalt



TARTU 1992

TARTU ÜLIKOOLI TOIMETISED
ACTA ET COMMENTATIONES UNIVERSITATIS TARTUENSIS

Alustatud 1893.a. VIHK 955

**PROCEEDINGS OF THE FIRST
BALTIC THERIOLOGICAL
CONFERENCE**

**МАТЕРИАЛЫ ПЕРВОЙ
БАЛТИЙСКОЙ ТЕРИОЛОГИЧЕСКОЙ
КОНФЕРЕНЦИИ**

Töid zoologia alalt

Tartu 1992

Toimetuskolleegium: Anne Kirk (vastutav toimetaja),
Andrei Miljutin, Tiit Randveer

Current issue contains proceedings of the first Baltic Theriological Conference that was held in Kääriku, Estonia from 17 to 21 september, 1990.

В сборнике представлены материалы первой Балтийской териологической конференции, состоявшейся 17–21 сентября 1990 года в Кяэрику, Эстония.

CONTENTS – СОДЕРЖАНИЕ

GENERAL AND APPLIED PROBLEMS OF THERIOLOGY – ОБЩИЕ И ПРИКЛАДНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ТЕРИОЛОГИИ

А. Милютин. Два подхода к познанию жизненных форм у млекопитающих	7
A. Miljutin. Two approaches to the study of life forms of mammals. Summary	16
P. Blusma. Game animals in Lithuania (state of populations, their protection and use)	17
П. Блузма. Охотничьи звери Литвы (состояние популяций, их охрана и использование). Резюме	23
А. Мицкус. Интродукция и результаты акклиматизации млекопитающих в Литве	24

INSECTIVOROUS, RODENTS AND LAGOMORPHS – НА- СЕКОМОЯДНЫЕ, ГРЫЗУНЫ И ЗАЙЦЕОБРАЗНЫЕ

Т.Г. Аксенова, Е.Ю. Михайлова. Видовой состав и ста- циональное распределение мышевидных грызунов и земле- роек на юге Псковской области	27
T. Aksenova, E. Mikhailova. The species composition and habi- tat preference of small mammals in the south of the Pskov region. Summary	34
L. Balčiauskas. Communities of small mammals in various ha- bitats of sandy plains	35
Л. Бальчаускас. Сообщества мелких млекопитающих в биотопах песчаной равнины. Резюме	42
В. Аушра, Л. Лешинскас. Численность и видовое раз- нообразие мелких млекопитающих в биотопах пригород- ной зоны г. Шяуляй	43
V. Aušra, L. Leščinskas. Abundance and diversity of the small mammal species in suburban biotopes of town Siauliai. Summary	50
А. Кирк. Опыт оценки биомассы мелких млекопитающих .	51
A. Kirk. An attempt to determine the biomass of small mammals. Summary	56

О.В. Жеребцова. О постнатальном развитии белогрудого ежа <i>Erinaceus concolor</i> Martin (<i>Insectivora, Erinaceidae</i>) .	57
O. Zherebtzova. About postnatal development of <i>Erinaceus concolor</i> (<i>Insectivora, Erinaceidae</i>). Summary	62
Р. Юшкайтис. Распространение и численность сонь (<i>Gliridae</i>) в Литве	63
R. Juškaitis. The distribution and number of the dormice (<i>Gliridae</i>) in Lithuania. Summary	69
И.В. Загороднюк, С.В. Межжерин. Диагноз и распространение в Прибалтии <i>Terricola</i> и <i>Sylvaeetus</i>	70
I. Zagorodnyuk, S. Mezhzherin. Diagnostics and distributions of <i>Terricola</i> and <i>Sylvaeetus</i> in Baltic region. Summary .	80
G. Boyeskorov, U. Timm, E. Lyapunova. Kariological study of two <i>Apodemus</i> species (<i>Rodentia, Muridae</i>) from the Baltic countries	81
Г. Боевский, У. Тимм, Е. Ляпунова. К кариологии двух представителей рода <i>Apodemus</i> в Прибалтике (<i>Rodentia, Muridae</i>). Резюме	87
Ю.В. Плахотникова, Т.Г. Аксенева, А.С. Карпов. К исследованию морфотипической изменчивости коренных зубов рыжей полевки (<i>Clethrionomys glareolus</i> Shreb) . . .	88
J. Plakhotnikova, T. Aksenova, A. Karpov. Contribution to investigation of morphotypic variability of cheekteeth of the Bank Vole (<i>Clethrionomys glareolus</i> Schreb.). Summary	97
Р. Мажейките. Распространение и численность серых полевок в преобразованном ландшафте Литвы	98
R. Mažeikyte. Distribution and numbers of <i>Microtus</i> in the transformed landscape of Lithuania. Summary	106
Н. Лаанету. Связь территориальной структуры и коммуникативных механизмов с численностью популяции ондатры	108
N. Laanetu. Role of territorial structure and communicative mechanisms in Musk-Rat populations in the conditions of different population densities. Summary	119
A. Ulevicius. Phenetical structure of the Beaver population in Lithuania	120
А. Улявичюс. Фенетическая структура населения речного бобра в Литве. Резюме	132
M. Balodis. The Beaver in Latvia and fundamentals of its management	133
М. Балодис. Бобры и основы бобрового хозяйства Латвии.	

Резюме	139
О. Белова. Влияние антропогенных факторов в лесных био- топах на распределение зайца-русака.	141
O. Belova. Influence of anthropogenic factors on spatial distribution of European Hare in woodlands. Summary	147

MARINE MAMMALS – МОРСКИЕ МЛЕКОПИТАЮЩИЕ

R. Skeiveria. Observations of Baltic seals and dolphins on Lit- huanian seacoast.	148
Р. Скейверис. Дельфины и тюлени на балтийском побережье Литовской республики. Резюме	149
A. Grušas. Keeping and breeding of Grey Seals in Klaipėda Maritime Museum and Aquarium.	151
А. Грушас. Содержание и разведение серого тюленя в Клай- педском морском музее и аквариуме. Резюме	152
V. Pilats. The survey of the Baltic Grey Seal pups in the West-Estonian Archipelago after extremely mild winter in 1990	153
В. Пилате. Результаты учета детенышей серых тюленей на островах Западной Эстонии после крайне мягкой зимы 1990 года. Резюме	162
L. Lõugas. Subfossil seals from archeological site of Asva in Saaremaa	163
Л. Лыугас. Находки субфоссильных тюленей в Асва, Сааре- маа. Резюме	170

CARNIVOROUS MAMMALS – ХИЩНЫЕ МЛЕКОПИ- ТАЮЩИЕ

К. Баранаускас. Искусственные убежища для лесной ку- ницы	171
K. Baranauskas. The artificial resting-sites for European Pine- marten. Summary	175
Ā. Zoss. Some aspects of the ecology of European Badger (<i>Meles meles</i> L.) in the Slītere Nature Reserve	176
А. Зосс. О некоторых аспектах экологии барсука (<i>Meles me- les</i> L.) в заповеднике "Слитере". Резюме	185
J. Ozoliņš, M. Rantins. The distribution and habitat conditions of the Otter (<i>Lutra lutra</i>) in Latvia	186

- Я. Озолиньш, М. Рантиньш. Численность, распространение и условия обитания выдры (*Lutra lutra* L.). Резюме . . 196
- А.С. Первышина. Частоты аллелей некоторых генов в популяциях домашней кошки гг. Рига и Юрмала 197
- A. Pervyshina. Frequency of alleles of some genes in Domestic Cat populations from Riga and Jurmala. Summary . . 201

HOOFED MAMMALS – КОПЫТНЫЕ МЛЕКОПИТАЮЩИЕ

- Л. Бальčiaускас. Агрегированность древесноядных копытных в зависимости от плотности населения: модель использования территории 202
- L. Balčiauskas. Aggregation of browsing ungulates depending on the density of population: the model of exploiting the living area. Summary 210
- М. Мардисте, Ю. Тыниссон. О гибели копытных животных в автомобильных авариях 211
- M. Mardiste, J. Tõnisson. Mortality of cloven hoofed wild animals in traffic accidents. Summary 217
- Н. Валдманн. Body measures of Wild Boar in Estonia 218
- Х. Валдманн. Размеры тела кабана в Эстонии. Резюме . 227
- А. Приедитис. Общая степень использования лиственной древесной растительности оленевыми летом и поедаемость отдельных видов 229
- A. Prieditis. The average degree of browsing of deciduous woody plants and preference of definite plant species or genera by cervids in summer. Summary 235
- Т. Рандвезер. Рождаемость и смертность в эстонском поселении косули 236
- T. Randveer. Birth- and death-rate of the Roe Deer population in Estonia. Summary 245
- В. Падайга. Некоторые закономерности повреждения лесных насаждений лосями 246
- V. Padaiga. Some regularities in damage caused by Elks to forest cultures. Summary 254

ДВА ПОДХОДА К ПОЗНАНИЮ ЖИЗНЕННЫХ ФОРМ У МЛЕКОПИТАЮЩИХ

А. Милютин

Зоологический музей
Тартуского университета

Идея жизненной формы — одна из важнейших в биологии. Однако в зоологии она не реализуется в той мере, в какой могла бы. Одна из причин такого положения кроется в том, что предложенный в 1884 г. датским ботаником Е. Вармингом (Warming) термин “жизненная форма” стал использоваться слишком широко и потерял изначально ясный смысл. В этой связи совершенно оправдано введение Ю.Г. Алеевым (1986) вместо этимологически расплывчатого и изначально ботанического термина “жизненная форма” нового термина “экоморфа”, за которым стоит совершенно определенное понятие. Учение об экоморфах Алеева внесло ясность в очень важную и прежде запутанную область биологического знания.

Задача настоящей статьи показать коллегам-териологам, что под изредка используемым ими термином “жизненная форма” скрывались два понятия: экоморфа и экологический тип. Различение этих двух понятий — необходимое условие для проникновения экоморфологического подхода в териологию.

Основные этапы изучения жизненных форм у млекопитающих

Как справедливо отмечает Ю.Г. Алеев (1986, с. 9): “Идея экоморфы ... одна из самых древних не только в биологии, но и в системе человеческих знаний вообще.” Додарвинские, так называемые “искусственные”, классификации млекопитающих были в значительной мере классификациями жизненных форм, хотя самого термина еще не существовало. Зоологи XVI-XIX в. не различали сходство по родству и конвергентное сходство, поэтому выделяемые ими таксоны зачастую представляли собой экоморфологические, а не филогенетические группы. Вспомним такие названия, как копытные (*Ungulata*), коготные (*Unguiculata*), четвероногие (*Quadrupeda*), толстокожие (*Pachydermes*) и т.п. Пеннант, например, делит зверей (четвероногих) на копытных,

обладающих пальцами (*Digitated*), обладающих ластами (*Pinnated*) и крылатыми (*Winged*), тогда как китообразные выделены в отдельный класс (Pennant, 1781, цит. по Gregory, 1910).

Ярким примером доминирования стихийно-экоморфологического подхода над филогенетическим служат китообразные. Для превращения на страницах зоологических трактатов из рыб в млекопитающих им потребовались столетия. Впервые китообразные объединяются с четвероногими в 10-ом издании "Системы природы" Линнея (Linnaeus, 1758). Так, путем ломки экоморфологических стереотипов мышления, появился класс млекопитающих (*Mammalia*) и был очерчен круг объектов будущей териологии. К сожалению, в погоне за "естественной" системой мы утратили способность видеть жизненные формы.

Прослеживая дальнейшую судьбу идеи экоморфы в териологии, следует прежде всего упомянуть выдающегося американского палеонтолога Г. Осборна, который не только наметил пути классификации млекопитающих по экологически обусловленному морфологическому сходству, но и дал ему теоретическое объяснение в широко известном "законе адаптивной радиации" (Osborn, 1902, 1910). Используемая Осборном (но, видимо, не им придуманная) терминология прочно вошла в западную зоологическую лексику.

Следует упомянуть также системы жизненных форм Г. Гамса (Gams, 1918) и К.Фридерикса (Friederichs, 1930), однако на териологию они не оказали никакого влияния.

Принципиально новый подход к экологической классификации млекопитающих демонстрирует Дж. Айзенберг (Eisenberg, 1981). Сохранив простую и привычную терминологию Осборна, он отказался от обычной иерархической структуры классификации, заменив ее комбинаторной решеткой. Эта система будет рассмотрена подробнее в следующем разделе.

Представления большинства советских зоологов о жизненных формах восходят к сводкам Д.Н. Кашкарова (1938) и Н.П. Наумова (1955). Оба автора соединяют воедино экологический тип и экоморфу (разница между этими понятиями будет показана ниже), из-за чего их трактовка жизненной формы оказывается крайне неясной. Чтобы не быть голословным, приведу определение жизненной формы из учебника Наумова (1955, с. 43): "... Жизненная форма — это экологическая характеристика вида или любой другой систематической группы. В ее основе лежит тип обмена веществ и характер его регуляции — прежде всего тип нервной деятельности. С ним связаны основные особенности образа жизни (питание, размножение, активность, передвижение, внутривидовые связи и т.п.), в свою очередь определяющие тип размножения, выживания и динамики населения.

Последний также отличает одну жизненную форму от другой, как и любой из перечисленных признаков." Анализ взглядов Кашкарова и Наумова можно найти у Алеева (1986, с. 16-20).

Русскоязычных публикаций по жизненным формам у млекопитающих немного. Среди них прежде всего следует назвать замечательную книгу С.И. Огнева "Очерки экологии млекопитающих" (1951), прямо относящуюся к предмету, но лишенную теоретических обобщений. Млекопитающие включены в экоморфологическую классификацию Ю.Г. Алеева (1986), которая будет рассматриваться ниже. Другие работы посвящены отдельным группам млекопитающих (Наумов, 1939, 1948; Ванников, 1947, 1955).

Экоморфологическая классификация Алеева и система экологических категорий Айзенберга представляют собой два крайних варианта экологических, в широком смысле, классификаций. Они заслуживают более подробного рассмотрения, тем более, что классификация Айзенберга получила широкое признание западных териологов.

Экологическая классификация млекопитающих Дж. Айзенберга

Айзенберг (Eisenberg, 1981) не употребляет терминов "жизненная форма" или "экологический тип". Его классификация лишь рабочий инструмент для познания закономерностей, лежащих вне обсуждаемого нами предмета. Айзенберг выделяет 8 субстратных и 16 трофических категорий (*substrate and feeding categories*). Расположив трофические категории по горизонтали, а субстратные по вертикали, он получил матрицу из 128 (8 x 16) ячеек. Ячейки обозначены трехзначными цифрами, составленными из порядковых номеров тех категорий, на пересечении которых они расположены. Несовместимые сочетания, например "древесное рыбоядное", отмечены прочерками (табл. 1).

Несомненная заслуга Айзенберга состоит в том, что вместо двух или большего числа равноценных экологических классификаций, подобных многим уже предлагавшимся другими зоологами, или столь же частого бесформенного их конгломерата, он построил одну комбинаторную систему. Ведь в действительности каждая органическая форма представляет собой сочетание отдельных вариантов независимых комплексов адаптаций. Эти сочетания с удивительным постоянством появляются в самых разных филогенетических линиях.

В то же время, выделенные Айзенбергом категории не всегда удачны, особенно трофические категории, больше похожие на простое перечисление кормовых объектов млекопитающих. Добавим, что отнесение конкретного вида к той или иной кате-

Таблица 1

Трофические и субстратная матрица (из Eisenberg, 1981).
Русский перевод названий категорий дан под таблицей

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
	Piscivore and Squid-Eater	Carnivore	Nectarivore	Gumivore	Crustaceivore and Clam-Eater	Mynnesophage	Aerial Insectivore	Foliage-gleaning Insectivore	Insectivore/Omnivore	Frugivore/Omnivore	Frugivore/Carnivore	Frugivore/Herbivore	Herbivore/Browser	Herbivore/Grazer	Planktivore	Sanguivore
Fossorial	1 —	102	—	—	—	106	—	—	109	110	111	112	113	114	—	—
Semifossorial	2 —	202	—	—	—	206	—	—	203	210	211	212	213	214	—	—
Aquatic	3 301	302	—	—	305	—	—	—	—	—	—	—	—	314	315	—
Semiaquatic	4 401	402	—	—	405	—	—	—	409	410	411	412	413	414	—	—
Volant	5 501	502	503	—	—	—	503	508	—	510	—	—	—	—	—	516
Terrestrial	6 —	602	—	—	—	606	—	—	609	610	611	612	613	614	—	—
Scansorial	7 —	702	703	704	—	706	—	—	709	710	711	712	713	714	—	—
Arboreal	8 —	802	803	804	—	806	—	—	809	810	811	812	813	—	—	—

гории достаточно субъективно. Если оно не вызывает сомнений в случае высокоспециализированных форм, то для остальных видов приходится учитывать не весь спектр адаптаций, а лишь среднюю тенденцию, которую можно передать словами "в основном": в основном наземный, в основном рыбоядный и т.д. Сам Айзенберг характеризует положение так: "Млекопитающие, как и все другие живые организмы, имеют вредное свойство не поддаваться точной классификации" (с. 247):

Если мы заполним для наглядности матрицу Айзенберга (табл. 1) млекопитающими Прибалтики, то получим следующую катину (в скобках указано количество видов):

- 109 - *Talpa* (1);
- 202 - *Meles*? (1);
- 209 - *Sorex* (3);
- 211 - *Mus* (1);
- 212 - *Apodemus agrarius*, *Clethrionomys* (2);
- 214 - *Microtus* (4);
- 301 - *Phoca*, *Halichoerus*, *Phocaena* (3);
- 401 - *Lutra* (1);
- 409 - *Neomys* (1);
- 411 - *Rattus norvegicus*? (1);
- 414 - *Castor*, *Ondatra*, *Arvicola* (3);
- 507 - *Chiroptera* (14);
- 602 - *Canis*, *Vulpes*, *Nyctereutes*?, *Mustela*?, *Gulo*, *Ursus* (10);
- 609 - *Erinaceus* (2);
- 611 - *Sus*? (1);
- 613 - *Alces*, *Capreolus*, *Cervus* (3);
- 614 - *Lepus* (2);
- 702 - *Lynx*, *Martes foina* (2);
- 711 - *Eliomys*, *Dryomys*, *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Microtus*, *Sicista* (6);
- 802 - *Martes martes* (1);
- 811 - *Sciurus*, *Glis*, *Musccardinus*, *Rattus rattus* (4);
- 813 - *Pteromys* (1).

Распределение видов по ячейкам встречает затруднения, вызванные отсутствием четких критериев их отнесения к той или иной категории и несовершенством последних. Например, среди трофических категорий не предусмотрено место для всеядных зверей как кабан, медведь, барсук, серая крыса. Уверен, что другие зоологи распределили бы часть видов по-другому, но возникшие разногласия не могли бы стать предметом споров, так как единственно верного решения не существует.

Оставив в стороне достоинства и недостатки системы Айзенберга, посмотрим, что же она классифицирует. Пример с млекопитающими Прибалтики показывает, что в одних ячейках матрицы оказываются животные, ведущие сходный образ жизни, но далеко не всегда похожие друг на друга по конструкции тела: тюлень и дельфин, хорек и медведь, рысь и куница, белка и крыса. Таким образом, положение вида в классификации Айзенберга определяется его экологическими, а не морфологическими особенностями. Такую классификацию можно назвать экологической, а ее низшую категорию (ячейка матрицы) – экологическим типом.

Экоморфологическая классификация млекопитающих Ю.Г. Алеева

Ю.Г. Алеев классифицирует экоморфы, под которыми понимается “целостная система взаимообусловленных экоморфологических адаптаций, определяющая общую конструкцию тела организма в соответствии с конкретным направлением эволюции вида в условиях конкретного биотопа” (Алеев, 1980, 1986). Система экоморф называется соответственно экоморфологической. В экоморфологической системе организмы расположены в соответствии с их габитуальным сходством, а не сходством в образе жизни. Хотя габитус в большинстве случаев определяется как раз особенностями образа жизни, экоморфологическая классификация принципиально отлична от экологической. Первая классифицирует морфологические конструкции, тогда как вторая биогеоценотические связи.

Классификация Алеева охватывает весь органический мир. Она строго иерархична. Все млекопитающие помещены в кагорту кинепланофагон, объединяющую все активнодвигающиеся (кине-), неприкрепленные (-плано-) и фаготрофные (-фагон) организмы. Ясно, что помимо млекопитающих в эту кагорту входит подавляющее большинство других животных.

Далее, по типу движителя, кагорта разбивается на 9 порядков, причем млекопитающие оказываются в четырех из них:

- 1) кимофагон (передвижение с помощью волнообразных изгибов тела): китообразные (сюда же следует отнести сирен);
- 2) копефагон (передвижение с помощью веслообразных конечностей): ластоногие;
- 3) птерофагон (передвижение с помощью крыльев): рукокрылые;
- 4) зуподофагон (передвижение с помощью ног): все остальные млекопитающие.

Порядки в свою очередь разбиты на секции, ветви и ряды. Млекопитающие представлены в шести рядах:

1) скомброаксокимофагон: киты и сирены вместе с ихтиозаврами и частью рыб;

2) монодиплокопефагон (ветвь, на ряды Алеевым не разделена): ластоногие вместе с водяными клопами, лягушками, пингвинами и др;

3) дермоартроптерофагон: рукокрылые и птерозавры;

4) дидиплозуподофагон: все позвоночные, передвигающиеся на четырех ногах;

5) аномонодиплозуподофагон: бипедальные млекопитающие, нелетающие птицы, бипедальные динозавры;

6) ноомонодиплозуподофагон: люди.

Предложенная классификация несомненно интересна с общебиологической точки зрения, так как позволяет соотнести экоморфологическое разнообразие млекопитающих с таковым других классов, получить целостную картину экоморфологической структуры органического мира. Тем не менее, у териолога она может вызвать уныние. Млекопитающие разбиты всего на шесть групп, причем 3/4 всех видов собраны в одной из них. Млекопитающие Прибалтики, например, распределятся следующим образом:

1) скомброаксокимофагон: китообразные – 1 вид;

2) монодиплокопефагон: ластоногие – 2 вида;

3) дермоартроптерофагон: рукокрылые – 11 видов;

4) дидиплозуподофагон: все остальные млекопитающие – 51 вид.

Дело в том, что Алеев не ставил своей задачей детальную классификацию млекопитающих. Дать в одной книге исчерпывающую классификацию всех организмов совершенно не реально. Автор “Экоморфологии” как раз и предполагал возможность последующего дробления. “Не подлежит сомнению, – писал он, – что экоморфологическая система дидиплозуподофагона (большая часть млекопитающих – А.М.) в дальнейшем может быть детализирована” (Алеев, 1986, с. 352). Правда, перед предполагаемым детализатором встает номенклатурная проблема. Если мы прибавим к слову дидиплозуподофагон еще несколько греческих корней, то оно станет непригодно даже для жителя Афин. Нужно, очевидно, смириться с невозможностью сохранения номенклатурного единообразия сверху донизу.

Предлагаю следующий выход: использовать для обозначения экоморф окончание “-оид”, указывающее на подобие, прибавляя его к латинскому названию семейства (реже отряда, рода), для которого данная экоморфа особенно характерна. Так, мыше-крысоподобные существа могли бы называться муридоидами, белкоподобные – сциуроидами, землеройкоподобные – сорексоидами, собакоподобные – канидоидами и т.д. Не следует ду-

мать, что подобная номенклатура ограничивает таксономический состав экоморф. Если признать, например, что мышь и ящерица принадлежат к одной экоморфе, то можно, в зависимости от приоритетных или иных соображений, называть их либо муридоидами, либо лацертоидами, невзирая на их таксономическую принадлежность.

Использование описанного приема облегчает выделение и наименование экоморф. Так, среди наземных млекопитающих Прибалтики (дидиплозуподофагон) я различаю 17 экоморф. Присвоение им названий не составляет труда. Более того, эти названия легко запоминаются и понятны любому териологу, даже если он встречается с ними впервые.

Независимость экологической и экоморфологической классификаций

Исторически сложившаяся многозначность термина "жизненная форма" приводила к смешению двух понятий: экологического типа и экоморфы. Благодаря введению Алеевым строго определенного термина "экоморфа", мы получили возможность выбраться из терминологической и понятийной неразберихи и осознать наличие двух подходов к классификации организмов по их адаптациям: экологического и экоморфологического.

Экологический подход предполагает классификацию по экологическим признакам, например, набору кормовых объектов. Экоморфологический подход требует классификации организмов по их экологически обусловленным морфологическим (габитуальным) признакам, например наличию копыт.

Экологическая классификация находит применение прежде всего в экологии как способ свертывания аутоэкологической информации и как инструмент познания биоценозов. Еще Д.Н. Кашкаров писал о том, что "биоценоз характеризуется прежде всего жизненной формой, экологическим типом его компонентов" (Кашкаров, 1938, с. 320).

Экоморфологическая классификация принадлежит экоморфологии, являющейся, по мнению создателя учения, самостоятельным направлением.

Оба подхода могут быть использованы и в других биологических науках. Особую ценность они представляют для эволюционной биологии.

Поскольку обе классификации основаны на адаптациях, они не могут не быть связанными друг с другом. Если взглянуть на них с эволюционных позиций, то мы увидим, что экологическая классификация выявляет направления адаптогенеза, а экоморфологическая — его механизм. Экологические типы отражают стратегию адаптивной эволюции, а экоморфы — ее тактику. Не

следует думать, однако что рассматриваемые классификации совместимы и каждому экологическому типу соответствуют свои экоморфы. Одной и той же цели можно достичь разными способами, и наоборот, разные цели могут быть достигнуты одним способом.

ЛИТЕРАТУРА

- Алеев Ю.Г. Жизненная форма как система адаптаций // Успехи соврем. биологии. 1980. Т. 90, вып. 3. С. 462-477.
- Алеев Ю.Г. Экоморфология. Киев: Наукова думка, 1986. 424 с.
- Банников А.Г. О зональном распределении жизненных форм грызунов в Монголии // Докл. АН СССР. 1947. Т. 55, вып. 8. С. 789-792.
- Банников А.Г. О биологических группах копытных // Уч. зап. Моск. гор. пед. ин-та. 1955. Т. 38, вып. 3.
- Кашкаров Д.Н. Основы экологии животных. М.-Л.: Медгиз, 1938. 602 с.
- Наумов Н.П. Экологические особенности степных мышей и полевок // Зоол. ж. 1939. Т. 186, вып. 4. С. 711-732.
- Наумов Н.П. Очерки сравнительной экологии мышевидных грызунов. М.: Изд-во АН СССР, 1948. 203 с.
- Наумов Н.П. Экология животных. М.: Советская наука, 1955. 533 с.
- Огнев С.И. Очерки экологии млекопитающих. М.: Изд-во Моск. об-ва испыт. природы, 1951. 253 с.
- Eisenberg J.F. The mammalian radiations: an analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior. Univ. Chicago Press, 1981. XX+610 p.
- Friederichs K. Die Grundfragen und Gesetzmässigkeiten der land- und forwirtschaftlichen Zoologie, insbesondere der Entomologie. Berlin: Parey, 1930. Bd. I. 417 S. Bd. 2. 463 S.
- Gams H. Prinzipienfragen der Vegetationsforschung: Ein Beitrag zur Begriffsklarung und Methodik der Biocoenologie // Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich. 1918. 63. S. 293-493.
- Gregory W.K. The orders of mammals. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 1910. Vol. 27. 524 p.
- Linnaeus C. Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. 1758. 10 ed. Holmiae. 1. 824 p.
- Osborn H.F. The law of adaptive radiation // Amer. Naturalist. 1902. Vol. 34. P. 353-363.
- Osborn H.F. The age of mammals in Europe, Asia and North America. New York: Macmillan, 1910.

TWO APPROACHES TO THE STUDY OF LIFE FORMS OF MAMMALS

A. Miljutin

Summary

Two different concepts are concealed under the term "life form" in zoology: the concept of ecological type and the concept of ecomorph. The former concerns ecological characteristics of organisms such as dietary preference, while the latter deals with ecologically caused morphological traits, e.g. presence of hoofs. The term "ecomorph" was proposed in 1986 by Yu.G. Aleyev.

The ending "-oid" is proposed for naming the ecomorphs. It should be added to the scientific name of the family (sometimes order or genus) of which the given ecomorph is especially typical. Thus we obtain names such as soraxoids, muridoids, sciurids, canids etc.

GAME ANIMALS IN LITHUANIA (STATE OF POPULATIONS, THEIR PROTECTION AND USE)

P. Bluzma

Institute of Ecology, Lithuanian
Academy of Sciences, Vilnius, Lithuania

Of 63 species of mammalian terrestrial fauna of Lithuania 30 species belong to the game animals. However, the practical importance of separate species is not the same (see Table 1). In this respect it is possible to distinguish three groups of species. The first group comprises the most numerous 7 species (Beaver, Red Fox, Raccoon Dog, Wild Boar, Moose, Red Deer, Roe Deer) and their resources are intensively used. The second group consists of 6 species of less numerous animals and according to different reasons their populations are used less intensively (Brown Hare, Muskrat, Wolf, Pine Marten, Polecat, American Mink). The third group includes 17 species which are rare, protected or yielding production of little hunting value (Mole, Mountain Hare, European Rabbit, Squirrel, Ground Rat, Badger, Stone Marten, Ermine Stoat, Weasel, European Mink, Otter, Lynx, Brown Bear, Sika Deer, Fallow Deer, Moufflon, European Bison).

Notwithstanding the great impact of hunting and other anthropogenic factors, the present state of populations of most game animal species is conditioned mainly by the quantity and quality of suitable biotopes, which in their turn depend on the structure of landscapes, their type and transformation extent (Блүзма, 1990). Lithuania's landscapes have been intensively transformed by man. Agricultural lands occupy 56.4 % area of its territory and forests, mires and shrubs - accordingly 29.8; 2.7; 1.4 % (Lietuvos..., 1981). Large tracts of forest with an area of more 10 thous. ha occupy 18 % of forest farming lands (Lietuvos..., 1962), while smaller ones are forming a lot of "islands", different in area and configuration, among agricultural farming lands. In connection with intensive land-reclamation, the area of agroplantations, marsh-ridden meadows and other natural or little-cultivated habitats is insignificant. However, the extent of transformation of different-type landscapes is not the same. The fertile clay plains, occupying 55.2 % of the territory of Lithuania (Basalykas, 1977), are the most intensively transformed ones. There prevail mixed forests and deciduous forests. Hilly-moraine uplands (21.2 %) are also intensively developed, however, due to the conditions of the complex relief, there occurs a great diversity of natural and less cultivated biotopes. The least transformed are sandy plains

(17.8 %), approximately 3/4 of the territory which is covered by the pine forests.

The European Mole in Lithuania is considered to be a common and widespread species. However, the area of suitable biotopes gradually decreases. In the last decade the catches of moles for fur vary from 20 to 30 thous. per year. It can be significantly increased.

In the order of rodents the game animals are represented by 4 species. Among them the Beaver is of the greatest practical and ecological importance. Its population amounted to 12-15 thous. in 1987-1990 and annual catches up to 2-3 thous. individuals. The Beaver has become well adapted to the conditions of cultivated landscape. Besides natural water bodies it very often settles in channels of land-reclamation, ponds, smaller mires. In many places the Beaver causes great harm by gnawing valuable trees, flooding forest and other arable land, destroying the embankment and shores of water bodies. It is necessary to optimize the catches of the Beaver first of all by equalizing the commercial loading throughout the territory, improving the technical equipment and skill of hunters.

The Muskrat is another valuable fur-bearing species inhabiting almost all the districts of Lithuania. It is most numerous in the southern and south-western districts. After demographic outbreak at the beginning on the 70s (in 1975 - 39 thous. individuals), its numbers lowered 2-3 times. Decrease in numbers has been noticed up to the present time, what, most likely, is conditioned by overhunting of the populations as well as by the increased numbers of American mink. In the Nemunas estuary and in other places the Muskrat causes great harm destroying the shores of canals and embankment of polder systems.

The Squirrel is considered to be a common, widely distributed species. Hunting of the Squirrel is prohibited. According to the statistical, most likely several times lowered data in 1990 the population of the Squirrel made up 13.4 thous. The increase in its numbers is limited due to small area of maturing, lesser number of ripe coniferous forest stands as well as great numbers of the Pine Marten.

The Ground Rat is widespread, but not numerous. As fur-bearing animal of little value, it is obtained only accidentally.

In the order Lagomorpha game animals are represented by the European Brown Hare and the Mountain Hare. It is possible to relate to them the European Rabbit introduced not long ago (in 1985-1986) with the purpose of acclimatization. The Brown Hare is considered to be common, relatively numerous species. During the last two decades the numbers of the Brown Hare decreased 4 times and at present there are approximately 60 thous. individuals. The reasons of such reduction in numbers, being characteristic of

Table 1

Number of some game animals (A) and hunting (B) in Lithuania during 1960-1990 according to the data of the Department of Environmental Conservation

Species	1960		1970		1980		1990	
	A	B	A	B	A	B	A	B
1. Beaver	700	-	5900	30	7300	526	13700*	2968*
2. Mink	5000	-	8400	?	14120	360	10400*	511*
3. Brown hare	148100	1	264000	35000	93400	5100	59400	5250*
4. Mountain hare	3650	1	6000	3800	-	3000	-	-
5. Wolf	104	16	56	45	290	152	350	120*
6. Red fox	16000	6580	13300	1860	9400	830	9800	4530*
7. Raccoon dog	3000	2560	14000	3140	5000	250	5200	1200*
8. Pine marten	5300	67	8100	160	5500	95	5600	487*
9. American mink	140	-	250	-	250	-	1100	158*
10. Badger	5320	130	8700	?	4790	7	1330	-
11. Otter	2280	16	3000	9	750	-	420	-
12. Lynx	35	1	150	13	120	-	170	-
13. Wild boar	4140	290	12000	3350	14000	8780	23800	22876*
14. Red deer	380	-	1800	-	7300	1060	13400	2619*
15. Fallow-deer	?	-	?	-	123	-	320	-
16. Sika deer	60	-	66	-	46	-	55	-
17. Roe-deer	26540	176	60500	310	36000	3100	42900	9189*
18. Moose	1100	-	7400	1050	7500	2015	6900	3049*
19. European bison	-	-	9	-	35	-	33	-
20. Mouflon	-	-	-	-	82	-	133	-

Data in 1989

other places of its range, have not been found out. Undoubtedly, a great role has been played by worsening of habitat conditions of the Brown Hare owing to land-reclamation of farming lands, chemization and mechanization of agriculture, as well as the existence of large numbers of beasts of prey. In connection with the limitation of hunting for the Brown Hare its catches during last years have decreased up to 5-6 thous. per year. The Mountain Hare, found to occur in Lithuania along the southern boundary of its range, is scanty (in 1990 - 3 thous. individuals). It mainly inhabits great boggy forests of the eastern and some of the western districts. In 1989, the Mountain Hare was included in the "Red Data Book" of Lithuania.

In the order carnivores all 14 species belong to game animals. The Wolf is relatively not numerous in Lithuania though it inhabits all the districts. Notwithstanding an intensive shooting (120-180 individuals per year), its numbers have remained stable during the last years (300-350 individuals). Due to large numbers of ungulates the damage caused by wolf to wild and domestic animals is not so great.

The Red Fox is the most numerous species of carnivores of Lithuania. In 1990 its numbers made up 9.8 thous., and the captures in 1989 - 4.5 thous. individuals. The Red Fox does harm to domestic fowl and some small game animals. Digging out of fox caves during hunting by gun dogs has a negative impact on its numbers.

The Raccoon Dog is relatively numerous in all districts. Its population at the beginning of the 70s amounted to 16 thous. and in the last decades it has lowered up to 4-6 thous. The presumed reasons of such a phenomenon are considered to be epizootic diseases, intensification of captures and destruction of animals' caves. According to the statistical, markedly lowered data, 1.2 thous. of raccoon dogs were trapped in 1989.

Brown Bear, having vanished from Lithuania at the end of the last century, does not inhabit the country constantly; only accidental occurrence from the neighbouring territories is encountered.

The Badger is a common animal in all the districts of Lithuania. Regardless of accidental character of its captures, during two last decades the numbers of badger have significantly decreased. One of the main reasons of this, as in the case of the Fox and the Raccoon Dog, is considered to be the digging out of their caves. According to the significantly lowered data in 1990 there were registered 1.3 thous. badgers.

The Pine Marten is rich in numbers in all the districts (in 1990 - 5.6 thous.). Its captures are insufficiently intensive. In 1989 according to the statistical data 0.5 thous. of the Pine Marten

were captured. However, it does not reflect the reality as a great number of furs is sold at the "black market". The Stone Marten is encountered more rarely than the Pine Marten. There are no data on its numbers and captures. Also there are no available data regarding the numbers of the smallest predators - the Ermine Stoat and the Weasel. Hunting for them is forbidden. The Weasel is accidentally captured in moletraps. According to our observations the Ermine Stoat is considered to be rare. The Weasel is met more often.

The European Mink, having been a habitual game animal species in the past, most likely does not inhabit Lithuania at present. According to the data of A. Mickus (Lietuvos..., 1989) it was detected for the last time in 1979. The reasons of vanishing are not clear; the American Mink, having settled over, undoubtedly has had a negative effect upon it. The European Mink is included in the "Red Data Book" of Lithuania. The American Mink, introduced in Lithuania in the 1950s, successfully acclimatized itself and became numerous. In 1990 there were registered 1,1 thous. of minks, however, according to our opinion its real numbers are markedly larger. Since 1985 trapping has been allowed by the licence.

The Polecat is a quite common and widespread species. In connection with the removal of farm-steads and land reclamation the conditions for its habitat became worse and it decreased in numbers. The trapping is carried out not intensively, and most often it is caught accidentally during the trapping of the American Mink.

During the last decades the otter has become scanty in Lithuania. Probably it is connected with worsening of habitat conditions due to a melioration of farming lands and pollution of water bodies. According to the data in 1990 there were recorded 420 individuals, however, these numbers are most probably markedly lowered. Since 1989 the Otter is included into the "Red Data Book" of Lithuania. A number of otters are accidentally captured by beaver traps.

The Lynx is encountered in Lithuania relatively seldom. In 1990 170 individuals were registered. It is most numerous in some western and north-eastern districts. Since 1978 hunting for the Lynx is prohibited.

Ungulates are of the greatest importance for game management. Notwithstanding the intensive transformation of landscapes, the habitat conditions for many ungulates are rather favourable. This is conditioned by mosaic structure of landscapes, specificity of forestry and agricultural activity as well as by application of biotechnics. During the last decade the numbers of the Wild Boar augmented up to 25 thous. in 1989 notwithstanding the gradual increase of game shooting up to 23 thous. individuals. The Wild Boar is most numerous in the forests of lowlands of Middle Lithua-

nia. In the vegetative season the Wild Boar does much harm to the agricultural crops.

In the last decade the Red Deer has become one of the main hunting species. In 1989 its numbers reached 13.8 thous. and catches - 2.6 thous. individuals. Especially high population density of the Red Deer was fixed in four northern districts, which is the focus of natural and artificial settling of these animals. The density was estimated up to 65-110 individuals per 1000 ha of forest area. The Red Deer has well adapted itself to the conditions of cultivated landscape; however, like the Moose, it causes much damage to the forestry.

The Fallow Deer, having vanished in the post-war years, was introduced in Lithuania in the middle of the 70s. It was settled in 12 districts, where it is kept both in enclosures and free. Due to suitable feeding and protection from predators the Fallow Deer has successfully increased in numbers in the new conditions. In 1988 320 animals were recorded.

The introduction of the Sika Deer in Lithuania appeared to be unsuccessful. Its increase in numbers after introduction in 1954 soon stopped due to unknown reasons. In 1990 55 Sika Deer have been registered.

The Roe Deer is considered to be the most numerous species of Ungulates in Lithuania. After the peak of its numbers in the 1960s (in 1968 - 70.8 thous. individuals) and later after its marked lowering and one more rise, the numbers of the Roe Deer became stable. In 1990 it made up 42.9 thous. and the catches in the previous year - 9.2 thous. individuals. The Roe Deer intensively uses agricultural lands. In scarcely wooded districts of South Lithuania there formed the ecotype "Field" Roe Deer.

The Moose numbers constituted 6.9 thous. in 1990 and the catches - 3 thous. individuals in 1989. The Moose causes great damage to forestry, injuring young pine trees and in some places gnawing the bark of young spruces. Our investigations have shown that the registered data on the Moose, the Red Deer and the Roe Deer in comparison with the real numbers of animals are lowered by 1.5-1.9 times [2].

The European Bison, reintroduced in Lithuania in 1969-1972 with the reacclimatization purpose, is kept in the Panevezhys district. Creating free herds of bison did not yield positive results. In 1990 a total of 33 bison have been recorded.

The Moufflon was imported to Lithuania in 1976-1977. Owing to appropriate care and protection from predators it successfully increases in numbers. At present the Moufflon is being bred in some places, mainly in enclosures. In 1990 133 moufflons were recorded.

REFERENCES

- Блузма П. Условия обитания и состояние популяций млекопитающих Литвы // Млекопитающие в культурном ландшафте Литвы. Вильнюс, 1990. С. 4-78.
- Блузма П.П., Балеявичис Р.М. О фактической численности оленей в Литве // Всесоюз. совещание по проблемам кадастра и учета животного мира. 1989, Ч. 1, С. 290-292.
- Basalykas A. Lietuvos TSR kraštovaizdis. Vilnius, 1977.
- Lietuvos TSR atlasas / Redkol. pirm. A. Drobnyš. M., 1981.
- Lietuvos TSR miškai / Ats. red. L. Kairiūkštis. Vilnius, 1962.
- Lietuvos fauna: Žinduoliai. 1989. Vilnius, 1989. 1 t.

ОХОТНИЧЬИ ЗВЕРИ ЛИТВЫ (СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИЙ, ИХ ОХРАНА И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ)

П. Блузма

Резюме

К охотничьей фауне Литвы относятся 30 видов млекопитающих. Учитывая неодинаковое их значение для охотничьего хозяйства, можно выделить три группы видов. К первой группе из 7 видов относятся лисица, енотовидная собака, бобр, кабан, лось, благородный олень и косуля, которые являются многочисленными, а их ресурсы интенсивно эксплуатируются. Ко второй группе из 6 видов относятся заяц-русак, ондатра, волк, лесная куница, черный хорь и американская норка, являющиеся менее многочисленными, или же их ресурсы по разным причинам эксплуатируются менее интенсивно. Третью группу из 17 видов составляют крот, заяц-беляк, дикий кролик, белка, водяная полевка, барсук, каменная куница, горностай, ласка, европейская норка, выдра, рысь, бурый медведь, пятнистый олень, лань, муфлон и зубр. Эти звери редкие, охраняются или добываются малоинтенсивно в связи с малоценностью получаемой продукции. Состояние популяций большинства охотничьих видов в наибольшей степени определяется пространственно-биотопической структурой интенсивно трансформированных ландшафтов Литвы. В связи с этим состояние популяций, а также проблемы их охраны и рационального использования в разнотипных ландшафтах существенно различаются.

ИНТРОДУКЦИЯ И РЕЗУЛЬТАТЫ АККЛИМАТИЗАЦИИ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В ЛИТВЕ

А. Мицкус

**Институт экологии Академии наук
Литвы, г. Вильнюс**

Первые работы по интродукции новых видов млекопитающих в Литве относятся к середине XVIII в., когда в поместья дворян для содержания в загонах и парках были завезены лани. В конце XIX – начале XX в. с той же целью были завезены и исчезнувшие в начале XIX благородные олени.

В 30-ых годах нынешнего столетия для разведения в неволе были ввезены два вида пушных зверей – нутрия и американская норка, а в леса средней Литвы выпущено несколько благородных оленей, отловленных в Латвии.

После Второй мировой войны, при проведении мероприятий по реконструкции и обогащению животного мира республики были предприняты работы по интродукции новых или ранее обитавших в Литве видов млекопитающих. В ходе этих работ первыми в Литву, по инициативе проф. Т. Иванаускаса, в 1947 г. были завезены практически исчезнувшие речные бобры.

Всего в послевоенные годы с целью акклиматизации и реакклиматизации в Литве интродуцировано 13 видов и подвидов млекопитающих (выхухоль, белка-телеутка, бобр, ондатра, дикий кролик, серебристо-черная лисица, американская норка, благородный олень, сибирская косуля, зубр и муфлон). Кроме того, еще один вид – енотовидная собака – зашла в 1948–1950 гг. из Латвии и Белоруссии самостоятельно.

Проследив ход акклиматизации и реакклиматизации вышеперечисленных млекопитающих, по полученным результатам их всех можно отнести к трем основным группам:

1. Результаты очень успешные, вид не только акклиматизировался, но и натурализовался, т.е. широко расселился, прочно вошел в состав местной фауны и дает значительный экономический эффект. Это два вида грызунов – бобр и ондатра, два вида хищных – американская норка и енотовидная собака, один вид парнокопытных – благородный олень.

2. Акклиматизация удалась, но вместо ожидавшегося, получен только биологический эффект, т.е. животные, хотя и сохраняют занятые позиции, но они немногочисленны, а их ареал и численность нарастает очень медленно или даже сокращается. Это 4 вида парнокопытных – лань, пятнистый олень, зубр и муфлон.

К данной группе можно отнести и завезенного в 1985–1986 гг. дикого кролика, результаты акклиматизации которого пока не вполне ясны, так как учет не проводился.

3. Акклиматизация не удалась, звери не расселились и спустя некоторое время после интродукции исчезли, не сумев адаптироваться в новых условиях. Это выхухоль, белка-телеутка, серебристо-черная лисица и сибирская косуля.

Таблица

Итоги интродукции млекопитающих в Литве

Вид или подвид	Интродукция		Пик численности		Численность в 1990 г.
	год	число особей	год	число особей	
Благородный олень	1956; 1972	51	1989	13800	13400
Бобр	1947; 1948; 1959	78	1987	14700	12700
Ондатра	1954; 1956	251	1975	39000	10400
Енотовидная собака	1948- 1950*	-	1973	15800	5200
Американская норка	1950; 1953	113	1988	2450	1110**
Лань	1976; 1977	90	1988	450	320
Муфлон	1976; 1977	63	1988	160	133
Пятнистый олень	1954	24	1967; 1969	70	55
Зубр	1969- 1972	10	1979	38	33
Дикий кролик	1985; 1986	149	-	нет данных	нет данных
Белка-телеутка	1953; 1956	297	-	-	-
Выхухоль	1948; 1957	83	-	-	-
Серебристо-черная лисица	1950	13	-	-	-
Сибирская косуля	1956	17	-	-	-

* - годы захода с соседних республик;

** - данные официального учета сильно занижены.

ВИДОВОЙ СОСТАВ И СТАЦИОНАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ И ЗЕМЛЕРОЕК НА ЮГЕ ПСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Т.Г. Аксенова, Е.Ю. Михайлова

Ленинградский государственный университет

В настоящее время значительную актуальность приобрели работы, в которых приводятся сведения о населении животных, в частности млекопитающих, их видовом составе, численности и территориальном размещении. Результаты таких исследований служат основой для решения сложнейших проблем рациональной эксплуатации природных ресурсов, регуляции численности животных и их охраны. Тем не менее, такие работы во многих частях Северо-Запада РСФСР до последнего времени не проводились. Практически оставалась не изученной фауна мелких млекопитающих Псковской области. Некоторые данные о видовом составе грызунов и насекомоядных мы находим в работах В. Есаулова (1878), Б.В. Вершинского, Е.М. Поповой (1970), С.А. Фетисова, И.В. Ильинского, Ю.В. Пукинского (1984). Однако эти сведения носят фрагментарный характер и явно недостаточны. Целью нашей работы являлось изучение видового состава, численности и биотопического распределения мышевидных грызунов и землероек на юге Псковской области. Большое внимание уделялось также изучению характера размещения и передвижений зверьков в агроценозах.

Работа проводилась с 1987 по 1990 г. на стационаре Биологического научно-исследовательского института (БиНИИ) в деревне Осыно Себежского района Псковской области. Эта территория, вместе с частью Новгородской, Калининской, Витебской областей, юго-восточной Латвией относится к области Белорусско-Валдайского Поозерья. Коренными лесами здесь являются сосняки-зеленомошники и елово-дубравно-травяные леса. В настоящее время они в значительной степени вырублены, превращены в пашни или сменялись вторичными осиново-березовыми, осиновыми, сероольховыми лесами и мелколесьем (Карпенко, Шабалина, 1969; Грибова и др., 1970).

Изучение видового состава и распределения мелких млекопитающих проводилось в четырех группах биотопов: лиственные леса (ольшаник, березняк, лиственный лес вдоль берега озера Осыно; хвойные леса (ельник, сосняк, хвойно-смешанный лес); вырубки (свежая, 5-7-летняя, 13-15-летняя); антропоген-

ные биотопы (сад на месте бывшей деревни, сельскохозяйственные угодья, постройки).

Для выявления видового состава и характера перемещений мелких млекопитающих в агроценозах с помощью живоловок исследованы 2 груды камней площадью 3000 и 1200 квадратных метров, удаленные друг от друга на расстояние 325 метров. Такие груды камней, образованные в результате расчистки полей, весьма характерны для агроценозов исследуемого региона. Эти местообитания представляют собой ограниченные посевами участки, поросшие кустарником и разнотравьем. Параллельно с "каменьями" обмывались мелиоративные каналы и островки кустарника на сельскохозяйственных полях. Каждому отловленному животному присваивался индивидуальный номер по числу ампутированных фаланг (Наумов, 1951). При отлове фиксировались вид, пол, возраст, репродуктивное состояние зверька, время и место отлова. За время исследований отработаны 5781 ловушко-сутки, давилками отловлено 1000 зверьков, живоловками — 456, канавками — 23 зверька. Относительная численность мелких млекопитающих определялась в пересчете количества особей на 100 ловушко-суток. Обработка материала производилась по стандартной методике. Для выяснения видовой принадлежности обыкновенных полевков был проведен хромосомный анализ по методике высушенных препаратов (Орлов и др., 1976). Выявлена принадлежность исследованных зверьков к виду *Microtus rossiaemeridionalis* (восточно-европейская полевка).

В результате работы на исследуемой территории отмечено 16 видов мелких млекопитающих, из них 12 видов мышевидных грызунов (семейства *Cricetidae*, *Muridae*, *Sminthidae*) и 4 вида землероек (семейство *Soricidae*) (табл. 1).

По степени доминирования в суммарных уловах давилками виды располагаются в следующем порядке: рыжая полевка *Clethrionomys glareolus*, обыкновенная бурозубка *Sorex araneus*, лесная мышь *Apodemus sylvaticus*, желтогорлая мышь *A. flavicollis*, полевая мышь *A. agrarius*, малая бурозубка *S. araneus*, восточно-европейская полевка *Microtus rossiaemeridionalis*, домовая мышь *Mus musculus*, средняя бурозубка *S. caecutiens*, темная полевка *M. agrestis*, кутора *Neomys fodiens*, лесная мышовка *Sicista betulina*, мышь малютка *Micromys minutus*. Численность водяной полевки *Arvicola terrestris*, черной крысы *Rattus rattus*, серой крысы *R. norvegicus*, отмеченных на территории Себежского района, не учитывалась.

Из отмеченных 16 видов в районе исследований повсеместно преобладают рыжая полевка и обыкновенная бурозубка, составляющие в наших сборах более 83 %. Далее следует лесная мышь

(3,8 %). Третью по многочисленности группу составляют желтогорлая и полевая мыши, малая бурозубка (2,8 %, 2,6 %, 2,2 % соответственно). На остальные 7 видов приходится 4,9 %.

Фоновыми видами в районе исследований являются рыжая полевка и обыкновенная бурозубка. Эти виды встречались во всех биотопах, численно преобладая над другими видами.

Рыжая полевка доминировала во всех уловах. Максимальная численность *C. glareolus* отмечалась в 1988 г. на 13-15-летней вырубке (32,0 экз. на 100 л-с) и в 1989 г. в лиственном лесу на берегу озера (29,9 экз. на 100 л-с), минимальная – в сосняке (1,0 экз на 100 л-с).

Стенотопным видом, приуроченным к одному типу местообитания (сельхозугодьям), была восточно-европейская полевка. Темная полевка встречалась лишь на сельскохозяйственных угодьях и на 5-7-летней вырубке. Водяные полевки не отлавливались в ловушки, однако вдоль мелиоративных канав на сельскохозяйственных угодьях и на берегу озера мы наблюдали их многочисленные норы, кормовые столики и помет. Из мышей рода *Arodemus* более эвритопным и многочисленным видом была лесная мышь. Она ловилась в 8 исследованных биотопах, как в лесных стациях, так и на вырубках, в саду и в сельскохозяйственных угодьях, тогда как желтогорлая и полевая мыши не встречались на вырубках и в хвойных лесах. Наибольшая численность лесных и желтогорлых мышей была отмечена в саду (2,2 экз. на 100 л-с), а полевых мышей – в лесу вдоль берега озера (2,8 экз. на 100 л-с). В сентябре 1988 г. (год пика численности мышевидных грызунов) мыши рода *Arodemus* появились в ольшанике, что могло быть связано с миграцией молодняка из соседних сельскохозяйственных угодий. На факт сезонной смены стадий у мышей указывали Г.А. Новиков (1970), Э.В. Ивантер (1975). Серая и черная крысы на юге Псковской области были встречены нами лишь в антропогенном ландшафте – в жилых постройках, у скотного двора. Лесная мышовка ловилась в заброшенном саду, на 5-7-летней вырубке, в березняке, на опушке соснового леса.

Обыкновенная бурозубка являлась вторым после рыжей полевки видом по массовости и попадаемости в ловушки. Обыкновенные бурозубки ловились во всех стациях, достигая наибольшей численности во влажных местообитаниях (в ольшанике в 1987 г. – 27,0 экз. на 100 л-с, на берегу озера в 1989 г. – 18,4 экз. на 100 л-с).

В отличие от обыкновенной малая бурозубка стала попадаться в ловушки только в 1989 г., когда, по-видимому, наблюдался общий подъем численности землероек. В этот год *Sorex minutus* ловились в 5 лесных стациях, и их относительная численность достигала 2,3 экз. на 100 л-с. Средняя бурозубка встречалась в 4 стациях, в том числе вдоль мелиоративных ка-

нав. Обыкновенная кутора ловилась лишь в увлажненных, заболоченных местообитаниях (у берега озера вдоль уреза воды, на заболоченном участке хвойно-смешанного леса). Численность обоих видов была довольно низка (табл. 1).

Наиболее богатыми в фаунистическом отношении биотопами были сельскохозяйственные угодья (включая груды камней и мелиоративные каналы) – 9 видов, лиственный лес вдоль берега озера – 8 видов и заброшенный сад – 7 видов. Большое видовое разнообразие можно объяснить расположением этих биотопов в мозаичном ландшафте. Здесь встречались как лесные виды (рыжая полевка, бурозубки, лесная мышь), так и виды открытых стадий (полевая мышь, темная и восточно-европейская полевки, мышь-малютка). Наиболее бедным в фаунистическом отношении был сосновый лес (2 вида – рыжая полевка и обыкновенная бурозубка). Максимальная численность зверьков отмечена в лиственном лесу вдоль берега озера (44,10 экз. на 100 л-с) и в ольшанике (27,59 экз. на 100 л-с), для которых характерны высокий уровень влажности и большое число убежищ для зверьков. Однако ольшаник не отличался видовым разнообразием, здесь постоянно ловились лишь два вида (*Clethrionomys glareolus* и *Sorex araneus*). Исключение составил сентябрь 1988 г., когда в ольшанике появились мыши рода *Apodemus*, вероятно, расселяющиеся из соседних агроценозов.

При изучении видового состава мелких млекопитающих на сельхозугодьях более тщательно исследовались груды камней, а также мелиоративные каналы и нераспаханные участки, заросшие кустарником. Известно, что подобные местообитания могут служить стадиями переживания неблагоприятных сезонов для типично лесных видов (Максимов, 1964; Yahner, 1982). На сельхозугодьях за 4 сезона отловлено живоловками и помечено 456 зверьков, которые ловились 765 раз. Здесь выявлено присутствие 8 видов млекопитающих, из которых лишь три вида (полевая мышь, мышь-малютка, восточно-европейская полевка) типичны для открытых стадий, остальные – виды лесных и опушечных стадий. Представители 6 видов (восточно-европейская и темная полевки, полевая, лесная, домовая мыши и мышь-малютка) ловились в “камнях” нерегулярно и, очевидно, не имели здесь постоянных поселений. В июле и сентябре отмечались поимки молодых особей темной полевки и мыши-малютки, которые могли появляться здесь в период расселения. Чаще других “временных” видов в “камнях” ловились полевые мыши и восточно-европейские полевки. Для самок этих двух видов отмечены случаи размножения в горах камней. В этот период самки были оседлы. После выкармливания одного (реже – двух) выводков эти самки исчезали с “камней”, что можно объяснить либо их

Таблица 1

Относительная численность (в экземплярах на 100 ловушко-суток)
и биологическое размещение видов мелких млекопитающих
(по данным 1987-1989 гг.)

Виды	Восточ- ная по- се- лая на ка	Дес- ная по- се- лая на ка	Полу- Дес- ная по- се- лая на ка	Желто- Дес- ная по- се- лая на ка	Домо- Дес- ная по- се- лая на ка	Сред- Обши- ная по- се- лая на ка	Обши- ная по- се- лая на ка	Чис- лен- ность	Сред- ная по- се- лая на ка
Битоны	12,0	1,1	0,4	0,2	7,8	1,2	0,2	6	22,7
Беркулы	13,6	0,6	0,6	0,2	12,6			5	27,6
Ласточки									
Дес на бе- регу озера	26,5	0,7	3,8	1,0	0,5	1,7	0,8	0,2	44,1
Клики	4,2			0,2		1,6	0,3	0,4	6,6
Боснии	1,0					0,3			1,3
Хвосты-о- мские	8,4	0,7				2,5	0,4	0,1	12,6
6-7-летние						3,4			10,3
вырубка	4,5	0,8	0,5	0,3					
13-14-летние									
вырубка	13,5	0,2	1,7	2,2	0,2	5,8	0,6	1,1	20,8
Сад	10,9	2,2				1,7			20,0
Сельско- хозяйствен- ные угодья	+	+	+	+	+	+	+	+	0

+ - отмечено присутствие вида, без учета численности.

гибелью, либо переселением в другие станции.

Постоянными обитателями в грудах камней были рыжие полевки и обыкновенные бурозубки. В мае население рыжих полевок в "камнях" состояло в основном из взрослых размножающихся зверьков. Большая их часть в последующие месяцы уже не ловилась. Начиная с июня в "камнях" появлялось большое число молодых неполовозрелых животных. Так, на второй груде камней в июне 1989 г. они составляли 73 %, а в сентябре — 66 % всего населения. В то же время число размножающихся самок было очень мало и оставалось постоянным из месяца в месяц (3–5 особей), при этом могла происходить смена самок. Точных границ участков взрослых самок проследить не удалось, однако известно, что в период размножения самки *Clethrionomys glareolus* оседлы и строго территориальны (Никитина и др., 1977; Bondrup-Nielsen, Karlsson, 1985). Малое и постоянное число размножающихся самок, большое количество неполовозрелых особей при высокой плотности населения рыжих полевок в грудах камней говорит о лимитированности свободных для размножения участков и сближает население с "островными" популяциями Mazurkiewicz, 1972; Qliwicz, 1980).

В отличие от самок, самцы и молодые животные перемещались в пределах "камней" более широко, их траектории пересекались и охватывали почти всю площадь участков отлова. Отмечены 8 случаев относительно дальних (более 50 м) перемещений молодых и взрослых самцов вне камней. Так, два самца были отловлены на мелиоративных канавах на расстоянии 100–150 метров от камней. Самец № 88, ловившийся в течение июня месяца на первой груде камней, 3 июля был отмечен в кустарнике на расстоянии 250 м и вновь появился на камнях 8 июля. Отмечены 4 случая перемещений самцов №№ 263, 274, 276 и 277 между двумя мелиоративными канавами, расположенными на расстоянии 50–175 м друг от друга. Интересен случай перехода самца № 304 из I-ой груды камней во II-ую, с последующим возвратом "домой" через три дня. Как для самцов, так и для самок отмечены периодические выходы рыжих полевок и землероек в агроценозы на расстояние 10–20 метров от "камней".

Несмотря на возможность перемещений рыжих полевок в открытых агроценозах, мы полагаем, что именно мелиоративные каналы и заросли кустарников могут служить для зверьков экологическим коридором, облегчающим перемещение и расселение молодняка.

Полученные данные по видовому составу, стадийному распределению и перемещению зверьков в агроценозах носят предварительный характер. Пока остается открытым вопрос о присутствии в этом регионе таких видов, как *Sorex isodon*, *Sorex*

minutissimus, *Microtus oeconomus*, *Microtus subterraneus*, *M. agvalis*. Эти виды отмечены для близлежащих районов Белоруссии, Литвы, Латвии, Ленинградской и Новгородской областей (Ликвинчене, 1960; Сержанин, 1961; Новиков и др. 1970; Шварц, 1985). Сравнение полученных нами данных с имеющимися в литературе дает основание полагать, что фауна мелких млекопитающих юга Псковской области близка к таковой Витебской области Белоруссии.

ЛИТЕРАТУРА

- Вершинский Б.В., Полова Е.М. и др. Природноочаговые зооантропозы в ландшафтных условиях Псковской области // Тр. Ленингр. науч.-исслед. ин-та эпидемиол. и микробиол. им. Пастера. Л., 1970. Т. 37. С. 202-223.
- Грибова С.А., Исаченко Т.И., Лавренко Е.М. Растительность Европейской части СССР. Л.: Наука (Ленингр. отд.), 1980.
- Есаулов В. Список позвоночных животных, водящихся и встречающихся в Торопском и Холмском уездах Псковской губернии // Тр. СПб общества естествоиспытателей. СПб, 1878. Т. IX. С. 223-241.
- Карпенко А.С., Шабалина Е.В. Карта растительности. Атлас Псковской области. М., 1969. С. 18.
- Ликвиничене Н.М. Мышевидные грызуны Литовской ССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Вильнюс, 1960.
- Максимов А.А. Сельскохозяйственное преобразование ландшафта и экология вредных грызунов. М.-Л.: Наука (Ленингр. отд.), 1964. 252 с.
- Наумов Н.П. Новый метод изучения экологии мышевидных грызунов // Фауна и экология грызунов. М., 1951. Вып. 4. С. 3-21.
- Никитина Н.А., Карулин В.Е., Литвин В.Ю. и др. О размерах суточной территории и вероятном характере строения индивидуальных участков некоторых видов грызунов // Зоол. ж. 1977. Т. 56, вып. 12. С. 1860-1869.
- Новиков Г.А. и др. Звери Ленинградской области: (Фауна, экология и практическое значение). Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1970. 360 с.
- Орлов В.Н., Чулиновская Г.А., Крюкова Е.П. Исследование хромосомных наборов млекопитающих: Методическое руководство. М.: Наука, 1976. 36 с.
- Сержанин И.Н. Млекопитающие Белоруссии. Минск: Изд-во АН БССР, 1961. 318 с.
- Фетисов С.А., Ильинский И.В., Пуквинский Ю.Б. Фауна высших позвоночных Себежского края. Отчет Себежскому музею природы. 1984. 72 с. Шварц Е.А. Структура населения мелких млекопитающих Валдая как отражение истории формирования фауны Валдайской возвышенности // VIII Всесоюз. зоогеограф. конф.: Тез. докл. М., 1984. С. 254-255.
- Wassach A. Small rodent communities in a complex of forest biotopes // Acta theriol. 1987. Vol. 32, N 14. P. 229-244.

- Bondrup-Nielsen S., Karlsson F. Movements and spatial patterns in populations of *Clethrionomys* species: A review // *Ann. Zool. Fenn.* 1985. Vol. 22, N 3. P. 385-392.
- Gliwics J. Island populations of rodents, their organization and functioning // *Biol. Rev.* 1980. Vol. 55, N 1. P. 109-138.
- Masurkiewicz M. Density and weight structure of populations of bank voles in open and enclosed areas // *Acta Theriol.* 1972. Vol. 17, N 34. P. 455-465.
- Yahner R.H. Microhabitat use by small mammals in farmstead shelterbelts // *Mamm.* 1982. Vol. 63. P. 440-445.

THE SPECIES COMPOSITION AND HABITAT PREFERENCE OF SMALL MAMMALS IN THE SOUTH OF THE PSKOV REGION

T. Aksenova and E. Mikhailova

Summary

The species composition, numbers and habitat preference of small mammals in the south of the Pskov region were studied. 16 species were found of which 4 from *Soricidae*, 1 from *Sminthidae*, 7 from *Muridae* and 4 from *Cricetidae*. The dominant species were *Clethrionomys glareolus* and *Sorex araneus*, their share in catches formed 83 %. Habitats situated in mosaic landscapes were characterized with the biggest diversity (in broad-leaved forest along the lake shore 8 species, in heaps of stones in agricultural land 10 species, in old apple-tree garden 7 species). The highest population density was noted in the 13-15-years old clearing (20,8 specimens on 100 trap-nights) and in the broad-leaved forest (27,6 specimens on 100 trap-nights). Coniferous forests are characterized with relatively small number of animals (1,3 and 12,5 specimens on 100 trap-nights) and the poor species composition (2-5 species).

The data about population structure and shifting of the small rodents among the heaps of stones with size of 1200 sq.m. and 3000 sq.m. in the agricultural land are reported. The population of *Clethrionomys glareolus* from the habitat studied was found to be similar in its features with the island populations (the limited and constant number of the reproductive females, the big number of nonpubescent specimens).

COMMUNITIES OF SMALL MAMMALS IN VARIOUS HABITATS OF SANDY PLAINS

L. Balčiauskas

Inst. of Ecology, Academy
of Sciences, Vilnius, Lithuania

Indices of species diversity and abundance are the fundamentals for estimating the status of communities of small mammals. Species equitability and richness can be used in the aims of monitoring (Песенко, 1982, Израэль, 1984). As stated by Odum (1975), the values of these indices decrease with the disturbance of environmental conditions.

This paper characterizes communities of small mammals in various habitats of sandy plains of Lithuania. I also want to summarize the results of the nine-year long monitoring of small mammals at the region of Ignalina Atomic Power Station (IAPS). Only some results of these investigations have been published till now (Бальчяускас, 1989, 1990).

Materials and methods. Investigation was carried out in 1981–1989. In 1981–1984 we had 5, and after 1984 – 8 model plots in Lithuania, Latvia and Byelorussia. Five of them were situated on sandy plains landscape in Lithuania.

The following ecosystems were picked out for the study: two types of forest (pine-dominated, and mixed deciduous), bog, and pasture or natural meadow. Arable lands were studied only in 1981–1983. We had two reasons to stop these studies. The first is a regular agricultural activity of a man. During field work all animals are forced to leave their habitats or die. Thus we studied only temporary populations on arable lands. The second reason is the rotation of crops. Thus the data from various plots or of several years are hardly comparable.

At least three of these biotopes were studied on each model plot: forest, bog and meadow. Investigation was carried out thrice a year, in spring (end of April – first decade of May), summer (last decade of June – first decade of July) and in autumn (end of September – beginning of October). In 1981 and 1983 there was no field work in summer. In each biotope two lines of 25 snap traps at 5 m intervals were placed. This is acceptable for full scale densities of small mammals (Flowerder, 1976). Traps were baited with the

crust of brown bread moisted with sunflowerseed oil and set for 1-2 days. The bait was changed every day or after the rain.

Relative abundance of the species and the whole community in each habitat was determined from the first-day trapping data and expressed in catches $\times 100$ trapdays⁻¹. Next I averaged these numbers for the area of a model plot and the region of IAPS. The indices of species diversity were calculated from the data of all catch. I used the Shannon's function, H , as a measure of alphadiversity of communities, and the Simpson's index, c , as a measure of dominance (Одум, 1975). The dominance of each species was determined as its percentage from all catch. Indices of species equitability, e , and richness, d , were also calculated according Odum.

The following characteristics of reproduction were determined: litter size as the number of viable embryo, the number of placental scars of the first and second order, and the number of corpora lutea. (I intend they are recognizable some time after delivery. The period they are recognized is species dependent and needs a special estimation). Disturbances in normal breeding were also evaluated. First of all, this is a number of resorbing embryos. They were identified by darker colour, smaller size and abnormal shape. This is a post-implantation loss. Next, a difference between the number of embryos or the number of implantation sites (placental scars) and the number of corpora lutea was evaluated. This is a pre-implantation loss. The total shows the full embryo loss.

I used statistics of chi-square (Антоп, 1982) and the statistics (Гензбург, Полищук, 1975) for determining reliability of embryo loss in each female. There are some other programs on DVK-3, including the original database for host-parasit system, and for IBM PC.

Results and discussion. In the period of 1981-1989 16 species of small mammals were registered and more than 3500 specimens caught in the region of IAPS. From the species of shrews, the Common (*Sorex araneus*), Lesser (*S. minutus*) and Water (*Neomys fodiens*) Shrew were registered. From rodents the House (*Mus musculus*), Stripped Field (*Apodemus agrarius*), Common Field (*A. sylvaticus*), Yellow-necked (*A. flavicollis*) and the Harvest (*Micromys minutus*) Mouse, the Birch Mouse (*Sicista betulina*), the Bank Vole (*Clethrionomys glareolus*), the Common (*Microtus arvalis*), Field (*M. agrestis*) and Tundra (*M. oeconomus*) Vole, the Water Vole (*Arvicola terrestris*) were caught. The Norway Rat (*Rattus norvegicus*) and the Black Rat (*R. rattus*) were caught only in populated habitats, so these two species don't represent the investigated biotops.

Species diversity. The initial data on species diversity are presented in table 1. The Bank Vole was the dominant species, amounting from a half to three quarters of annual catch. On sandy plains the

Table 1

The annual composition of communities of small mammals
in the region of IAPS (in %)

Species	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
<i>S. araneus</i>	11.94	18.00	14.63	7.79	9.27	9.57	9.16	10.09	14.06
<i>S. minutus</i>	0.28	1.50	1.92	-	1.33	1.30	0.27	0.56	1.01
<i>N. fodiens</i>	0.28	-	-	-	-	-	-	-	0.29
<i>M. musculus</i>	0.28	2.50	0.38	-	0.66	-	0.27	-	0.14
<i>A. nigrarius</i>	3.33	1.50	2.59	2.60	1.55	5.22	0.81	2.80	4.02
<i>A. sylvaticus</i>	-	0.50	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. flavicollis</i>	10.00	8.00	6.15	5.79	6.62	4.35	8.62	7.00	6.31
<i>M. minutus</i>	1.11	1.50	2.31	1.56	3.09	-	0.27	1.12	0.29
<i>C. glareolus</i>	50.28	58.75	65.77	71.69	71.74	74.78	76.55	74.23	67.86
<i>M. arvalis</i>	20.83	5.00	5.00	4.42	5.30	1.74	2.43	1.12	2.44
<i>M. agrestis</i>	0.56	2.00	1.15	5.45	0.44	3.04	1.35	2.52	3.01
<i>M. oeconomus</i>	1.11	0.75	-	0.52	-	-	0.27	-	0.14
<i>A. terrestris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.43
<i>S. betulina</i>	-	-	-	-	-	-	-	0.56	0.29
Total	360	400	260	385	453	230	371	357	697
H	2.089	2.013	1.747	1.571	1.600	1.393	1.278	1.429	1.674
c	0.322	0.388	0.462	0.529	0.532	0.574	0.603	0.568	0.488
e	0.871	0.840	0.795	0.756	0.728	0.716	0.555	0.650	0.674
d	0.580	0.550	0.558	0.408	0.423	0.462	0.519	0.476	0.455

Bank Vole was less abundant. Its share reaches 48–63 % up to 1986. The Bank Vole strongly dominated at the pinery and deciduous forest and in bogs. The dominance of the Bank Vole in meadows was registered only when meadows were close enough to the forest or were overgrowing with shrubs.

The background species were the Common Shrew (8–18 % from all catch), the Yellow-necked Mouse (4–10 %) and the Common Vole (1–21 %). The Common Vole or the Field Vole were the dominant species in meadows. Rarely it was the Common Shrew, for example in Sniečkus in 1982, when the Common Shrew dominated in all biotops.

On sandy plains the background species were the same.

Episodically some specimens of then Water Shrew. Common Field Mouse. Birch Mouse and Water Vole were caught. They were the minor species in the investigated communities.

The communities of small mammals at the region of IAPS experienced certain changes in the period of 1981–1989 (Table 1). Indices of species diversity and equitability progressively decreased from year to year. The least values were reported in 1986–1987, but annual indices did not differ significantly. In 1989 all indices tended to grow back to the level of 1981–1982.

Differences between the indices of species diversity of the period before IAPS started functioning with respect to the period of IAPS already functioning are significant (Table 2). As shown, reliable differences are in indices H, c, and e. Thus the communities of small mammals have become monodominant and less complex. There were no changes in general abundance, however (Бальчяускас, 1990). All changes in species diversity were accompanied only by growing up of the share of the Bank Vole in the catch.

Table 2

The averaged indices of species diversity in communities of small mammals due to IAPS work

	Basis state in 1981–1985	1986–1988 average difference		1986–1989 average difference	
H	1.804±0.106	1.367±0.046	P<0.01	1.443±0.083	P<0.05
c	0.447±0.041	0.555±0.035	P<0.10	0.558±0.025	P = 0.05
e	0.798±0.026	0.640±0.047	P = 0.025	0.649±0.034	P<0.01
d	0.505±0.037	0.486±0.017	NS	0.478±0.014	NS

Abundance. As can be affirmed on the basis of 9 – year data, some model plots in the region of IAPS can be characterized by stable high abundance of small mammals. The surprisingly stable

high abundance based on the Bank Vole was stated at Drisviaty (BSSR) and the plot Vysniava on sandy plains. The less total abundance of small mammals and the Bank Vole, too, was stated in 1986 there. It grew up rapidly and reached the average level in the following two years. I found no cyclic fluctuations of abundance in the region. The reasoning of this phenomenon was published earlier (Бальчюскас, 1990).

Maximum densities of the Bank Vole were the following. At Drisviaty - 52 catches $\times 100$ trapdays⁻¹ on the bog and 50 catches in the pinery forest in autumn 1983; 48.9 catches on the bog and 66.7 in the pinery forest in autumn 1989. Maximum densities of the Bank Vole at Vysniava reached 46 and 52 catches in the same biotops in autumn 1987. These are maximum densities for all species. Other small mammals even dominating in various habitats showed less densities. Thus, the abundance of the Common Vole reached the maximum of 26 catches on the meadow of Vysniava and 14 catches on the meadow of Snieckus in autumn 1981, and 28 catches on the meadow of Vysniava in autumn 1985. Maximum density of the Common Shrew does not exceed 18 and the density of the Yellow-necked Mouse - 12 catches $\times 100$ trapdays⁻¹. Maximum density of the House Mouse was detected on arable lands at Obelu Ragas, it equated to 14 catches.

The regionally averaged total abundance of small mammal communities equalled to 12.68 ± 2.90 catches $\times 100$ trapdays⁻¹ in 1981. 12.43 ± 1.84 in 1982, 17.70 ± 3.37 in 1983, 8.54 ± 1.10 in 1984, 12.39 ± 1.68 in 1985, 6.50 ± 1.09 in 1986, 10.71 ± 1.46 in 1987, 10.78 ± 4.35 in 1988 and 17.20 ± 2.10 catches in 1989. I found no dependence of the total abundance of small mammals in the region upon the periods of IAPS working. There was a total decline of abundance in 1986, but later it fully recovered.

The dynamics of the total abundance of communities of was highly determined by the abundance of the Bank Vole. Thus, the share of the Bank Vole on separate model plots at the last period of investigations was as follows: 40-56 % at Obelu Ragas, 62-89 % in Tilže, 68-86 % at Vysniava, 40-86 % at Vosyliskes, 79-84 % at Drisviaty, 69-87 % at Kovaliski, 71-87 % at Rycany and 33-73 % in Snieckus. There is a positive correlation between the share of the Bank Vole and the total abundance of small mammals.

Habitat differences. The averaged annual abundance of communities of small mammal in various habitats is shown in table 3. There are no significant differences between the abundance of small mammals in bogs and in both types of (the) forest. The abundance on meadows was reliably less.

The limited volume does not permit to present a table of the indices of species diversity and dominance in this paper. The general

Table 3

**The averaged abundance of small mammals
in various habitats**

Year	Deciduous forest	Pinery forest	Bog	Meadow
1981	15.60±5.46	—	16.03±5.64	6.40±3.63
1982	16.29±3.36	—	15.57±3.39	5.43±1.87
1983	20.89±6.61	—	22.22±6.46	10.00±3.83
1984	12.52±2.27	7.01±1.91	11.51±2.37	3.41±1.24
1985	16.16±4.38	15.78±5.04	16.75±2.75	4.00±1.75
1986	10.08±2.89	6.91±2.82	9.44±2.17	1.50±0.66
1987	15.07±3.81	16.24±3.60	13.63±2.71	2.17±0.93
1988	10.38±2.78	12.67±3.32	13.04±2.40	2.99±1.22
1989	24.96±6.09	15.83±3.12	22.14±4.41	8.46±2.11

law is as follows: from all biotops studied, meadows are characterized by less density of small mammals and greater species diversity, equitability and richness ($P < 0.1-0.001$). Indices of species diversity on meadows reached $H \rightarrow 2$. According to Richardson (1977), $H \rightarrow 3$ characterizes a community as a sufficiently complex. Communities of small mammals in the forests of IAPS region were rather poor ($H \sim 1$). There was a greater number of species of small mammals on meadows with no species having stable great abundance. The communities of small mammals on meadows undergo the changes of species dominating from year to year. On the other hand, the forest communities are characterized as containing less number of species. The Bank Vole is the dominant with stable high abundance in most forests. The arable lands were characterized as having sufficiently complex and abundant communities of small mammals in summer time only.

Breeding features. The great embryo losses in the bank vole were observed in the region of IAPS since 1984, as the total from preimplantation loss and resorbing embryos. The maximum loss was detected in 1984. In 1985-1986 it was a period of recovery and in 1987-1988 losses became considerable again (Table 4). Unfortunately we cannot obtain reliable data from the analysis of radioactive isotopes in rodents, since these analyses were carried out not in Lithuania. Nevertheless I am disposed to relate the disruptions in breeding and the IAPS. In 1984 the reactor was put in motion. There were plenty of damages of IAPS in 1987-1988 (these facts were reflected in the newspapers of Lithuania in 1988-1989). In 1989 the reactors working was almost suspended. It is common knowledge, that typically during reactors' stops the exhaustions occur.

Table 4

Data on breeding of the bank vole in the region of IAPS

Year	Females examined	Resorption		Full loss		Reproductiveness (embryo)	
		n	%	n	%	potential	real
1984	38	6	15.8	26	68.4	5.889 ± 0.284	5.102 ± 0.241 *
1985	51	4	7.8	23	45.1	5.818 ± 0.261	5.431 ± 0.253 NS
1986	30	3	10.0	11	36.7	5.367 ± 0.323	4.733 ± 0.349 NS
1987	86	3	3.5	40	46.5	6.419 ± 0.223	5.600 ± 0.180 **
1988	67	8	11.9	38	56.7	6.141 ± 0.209	5.216 ± 0.205 **
1989	68	2	2.9	19	27.9	text	

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; NS not significant.

As shown in the table, about one half of breeding bank vole females had disruptions in breeding at unfavorable periods. Embryo losses in 1984 were significantly higher than in 1985-1987 ($P < 0.05-0.01$).

Embryo losses can be numerically expressed as follows. In 1984 20.35 % of embryo were lost (35 preimplantation loss and 11 resorbed embryo form 226 corpora lutea). In 1985 losses reached 8.21 %, in 1986 - 12.42 %, in 1987 - 13.89 % and in 1988 - 15.97 % from all embryos. Do these losses affect the abundance of the Bank Vole? After comparing the potential reproductiveness (as the average number of corpora lutea) with the real one (as the average of viable embryos) we answer positively (Table 4). In 1989 the first litter's size in spring was 5.45 ± 0.39 in comparison with potential reproductiveness of 6.33 ± 0.41 . The potential size of the second litter in spring was 6.46 ± 0.39 of corpora lutea. The third litter's size was 4.68 ± 0.22 in comparison with 5.20 ± 0.22 corpora lutea in summer. The fourth litter's size was 4.67 ± 0.15 and 4.93 ± 0.14 respectively. All these differences were not reliable ($P \sim 0.1-0.3$).

REFERENCES

- Антон Г. Анализ таблиц сопряженности. М., 1982.
 Бальчускас Л.П. Мелкие млекопитающие // Базовое состояние зооценозов суши ландшафтах региона Игналинской атомной электростанции. Вильнюс, 1989. С. 148-161.
 Бальчускас Л.П. Численность, биомасса и видовое разнообразие мелких млекопитающих песчаной равнины // Млекопитающие в культурном ландшафте Литвы. Вильнюс, 1990. С. 79-89.

- Гинзбург Э.Х., Полянух А.М. О сравнении долей в связи с некоторыми вопросами статистической обработки и планирования цитологических экспериментов // Цитология. 1975. Т. 17. С. 1194-1199.
- Изразль Ю.А. Экология и контроль состояния окружающей среды. М., 1984.
- Одум Ю. Основы экологии. М., 1975.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализ в фаунистических исследованиях. М., 1982.
- Floverder L.R. Ecological methods // Mammal. Rev. 1976. Vol. 6, N 4. P. 123-159.
- Richardson J.L. Dimensions of ecology. Baltimore, 1977.

СООБЩЕСТВА МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В БИОТОПАХ ПЕСЧАНОЙ РАВНИНЫ

Л. Бальчаускас

Резюме

В течение 1981-1989 гг. исследовались сообщества мелких млекопитающих в регионе Игналинской АЭ в различных биотопах песчаной равнины.

Установлено, что видовое разнообразие и вырванность видов уменьшились в период работы АЭ по сравнению с допусковым периодом. Произошел сдвиг сообществ в монодоминантность. Эти изменения не связаны с различиями в численности, но сопровождаются возрастанием доли рыжей полевки в улове.

Луга среди других исследованных биотопов выделяются меньшей численностью зверьков, полидоминантностью сообществ и высоким видовым разнообразием. Эти же показатели в хвойном лесу, лиственном лесу и на болоте статистически не различаются. В последних трех биотопах постоянно доминирует рыжая полевка, на лугах в отдельные годы доминировали пашенная, обыкновенная полевки или обыкновенная бурозубка.

Начиная с 1984 г. отмечены высокие эмбриональные потери у рыжей полевки. В год пуска реактора эмбриональные потери наблюдались у 68.4 % самок. Их доля в 1987 и 1988 гг. достигала 46.5 % и 56.7 % соответственно. Потери самих эмбрионов в вышеуказанные годы достигали 20.35 %, 13.89 % и 15.97 %. В тот же период потенциальная плодовитость (среднее количество желтых тел) была достоверно ниже реальной (среднего числа живых эмбрионов). В 1989 г. при почти выключенном реакторе эти потери опять стали ниже.

ЧИСЛЕННОСТЬ И ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В БИОТОПАХ ПРИГОРОДНОЙ ЗОНЫ Г. ШЯУЛЯЙ

В. Аушра, Л. Лещинскас
Институт Экологии АН Литвы

Мелкие млекопитающие в Литве как объект научных исследований являются одними из наиболее популярных. Но надо сказать прямо, что они не исследовались в местах, в биотопах, примыкающих непосредственно к городам или другим населенным пунктам. Как правило, такие биотопы подвергаются очень сильному, непосредственному антропогенному воздействию. Наша работа и ставила своей целью выяснить состояние сообществ мелких млекопитающих в таких биотопах.

Методика

Мелких млекопитающих отлавливали стандартными мышеловками-давилками. Приманкой служил кусочек корочки черного хлеба, насыщенного подсолнечным маслом. Зверьков отлавливали по стандартной методике – ставя давилки в ряд (Flowerder, 1976). В каждом ряду по 25 штук давилок, расположенных одна от другой на расстоянии 5 метров. Мелких млекопитающих отлавливали каждый сезон, т.е. три раза в год – весной, летом и осенью – в трех стационарных биотопах. Ловушки ставили на 2 суток и проверяли 4 раза – по два раза в сутки – утром и вечером.

Численность мелких млекопитающих вычисляли из данных, полученных в первые сутки, а видовое разнообразие – из данных, полученных за двое суток. Численность – число мелких млекопитающих на 100 ловушек в сутки (инд. 100 лов./сут.). Видовое разнообразие определяли с помощью показателя Шеннона (H), а доминирование – показателя Симпсона (s). По Ричардсону, если $H < 1$, то это значит, что в сообществе есть бедное видовое разнообразие, а если $H > 3$ – тогда видовое разнообразие очень большое (Richardson, 1977). Если показатель доминирования $s \rightarrow 1$, это значит, что сообщество монодоминантное, а если $s \rightarrow 0$ – то полидоминантное.

Все вычисления – средняя арифметическая численности, достоверность разницы по Стьюденту, показатели Шеннона и Симпсона – проводились с помощью микроЭВМ “Электроника ВЗ-34” (Бальчаускас, 1984).

Материал

Биотопические особенности. Как уже было упомянуто, материал собирали в трех биотопах пригородной зоны г. Шяуляй. Город – большой промышленный центр в северной части Литвы. Биотопы расположены недалеко от озера и парка. Биотоп № 1 – это натуральный луг, неиспользуемый для сенокоса, но изредка используемый как пастбище для скота. Недалеко озеро и низинное болото – поэтому биотоп немного влажный. Биотоп № 2 – натуральный луг, используемый для сенокоса. Рядом идет осушительная канава. Изредка обросший кустами и деревцами. Биотоп № 3 – это небольшой лесок, в котором преобладает ольха с густым подлеском молодых деревьев. Мало травяной растительности.

Работа проводилась в 1987–1989 гг. За время исследований было отработано 1314 ловушко-суток и принято 452 мелких млекопитающих, которые принадлежали к 10 видам мышевидных грызунов и 2 видам буроzubок (табл. 1). В первый год было отловлено 110 зверьков (10 видов). Во второй – 186 индивидов, принадлежащих к 9 видам мелких млекопитающих, в 1989 г. – 156 индивидов, относящихся к 8 видам. Как видно, число видов мелких млекопитающих имеет тенденцию уменьшаться. Из таблицы ясно, что 4 вида мелких млекопитающих были пойманы однократно, а еще один вид – мышь малютка – только в 1987 и 1989 гг. и то в небольшом количестве. Главным образом отлавливались индивиды, принадлежащие к 7 видам мелких млекопитающих. Очень интересный пример – обыкновенная буроzubка: в первый год было поймано только 9 индивидов, а в последующие – 65 и 69. Этот вид составляет самый большой процент из отловленных мелких млекопитающих в первых двух биотопах (табл. 2). В третьем биотопе главным образом отлавливалась рыжая полевка, которая в первый год составляла 75,5 % всех пойманных зверьков, а в 1988 и 1989 гг. – 58,3 % и 66,1 % соответственно.

Численность. Самая большая численность в исследуемых биотопах достигала 34 инд. на 100 лов./сут. Это наблюдалось в биотопе № 2 – осенью 1987 г. и 1988 г., а в биотопе № 3 – летом 1988 г. (табл. 3). В 1988 г. весной в биотопе № 1 не было поймано ни одного зверька. Надо отметить, что средняя величина численности мелких млекопитающих постоянно растет только в биотопе № 1 (различия недостоверны). В биотопах № 2

Таблица 1

**Мелкие млекопитающие, отловленные в
период исследований, проводимых в
пригородной зоне г. Шауляй**

Вид	1987		1988		1989	
	особей	%	особей	%	особей	%
<i>M. agrestis</i>	15	13,6	27	14,5	5	3,2
<i>M. arvalis</i>	6	5,5	4	2,1	2	1,3
<i>M. oeconomus</i>	—	—	3	1,6	2	—
<i>A. terrestris</i>	—	—	1	0,5	—	—
<i>C. glareolus</i>	43	39,1	50	26,9	40	25,6
<i>A. agrarius</i>	12	10,9	11	5,9	10	6,4
<i>A. flavicollis</i>	11	10,0	13	7,0	12	7,7
<i>M. minutus</i>	3	2,7	—	—	1	0,6
<i>R. norvegicus</i>	1	0,9	—	—	—	—
<i>M. musculus</i>	1	0,9	—	—	—	—
<i>S. araneus</i>	9	8,2	65	35,0	69	44,2
<i>S. minutus</i>	9	8,2	12	6,5	17	11,0
Всего:	110	100,0	186	100,0	156	100,0
Н	2,69		2,46		2,20	
с	0,20		0,23		0,28	

и № 3 после роста средней величины численности в 1988 г. в последующем году она резко снизилась (рис. 1). Это особенно очевидно в биотопе № 2 ($p = 0,01$).

Интересно отметить, что иногда численность больше весной, чем летом, или летом, чем осенью (биотопы № 1 — 1989, № 2 — 1988, и биотопы № 2 и № 3 в 1989 г.).

Видовое разнообразие. Как уже было упомянуто, в этих трех биотопах отловлены индивиды, принадлежащие к 12 видам мелких млекопитающих. Из них только 7 видов отлавливались постоянно. За весь период исследований в биотопе № 1 были отловлены зверьки, которые принадлежали к 7 видам мелких млекопитающих (табл. 2). В этом биотопе отмечается тенденция к уменьшению видового разнообразия и выявлению одного доминирующего вида (1989 г. $H = 1,39$ и $s = 0,50$) (табл. 4). То же самое происходит и в биотопе № 2, но не так явно. В нем в 1987 г. наблюдалось самое большое видовое разнообразие

Таблица 2

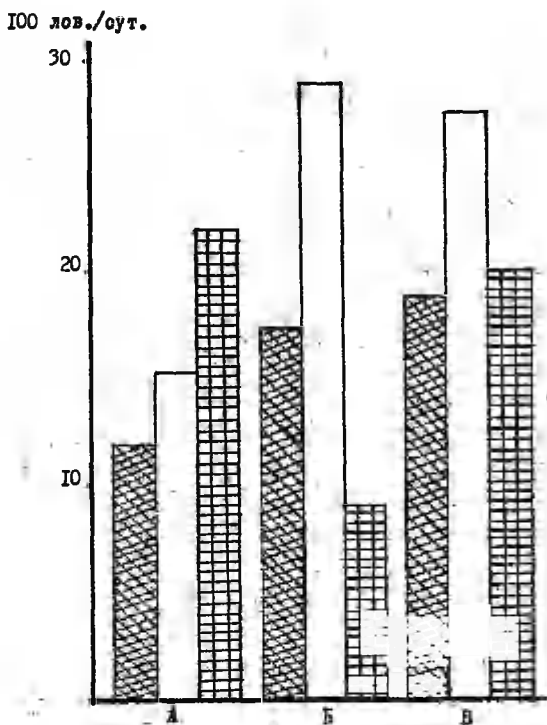
Сообщества мелких млекопитающих в
исследуемых биотопах в разные годы

Вид	1987		1988		1989	
	особей	%	особей	%	особей	%
Биотоп № 1						
<i>M. agrestis</i>	6	20,0	11	23,4	—	
<i>M. arvalis</i>	1	3,3	1	2,1	1	1,8
<i>A. terrestris</i>	—		1	2,1	—	
<i>A. agrarius</i>	9	30,0	11	23,4	10	18,2
<i>M. minutus</i>	2	6,7	—	1	1	1,8
<i>S. araneus</i>	8	26,7	18	38,3	37	67,3
<i>S. minutus</i>	4	13,3	5	10,6	6	10,9
Всего:	30	100	47	100	55	100
Биотоп № 2						
<i>M. agrestis</i>	7	20,0	15	22,4	5	11,1
<i>M. arvalis</i>	5	14,8	3	4,5	1	2,2
<i>M. oeconomus</i>	—		3	4,5	—	
<i>A. agrarius</i>	3	8,6	—		—	
<i>A. flavicollis</i>	5	14,8	2	3,0	5	11,1
<i>M. minutus</i>	1	2,9	—		—	
<i>M. musculus</i>	1	2,9	—		—	
<i>C. glareolus</i>	9	25,7	8	11,9	3	6,7
<i>S. araneus</i>	1	2,9	30	44,8	22	48,9
<i>S. minutus</i>	3	8,6	6	8,9	9	20,0
Всего:	35	100	67	100	45	100
Биотоп № 3						
<i>M. agrestis</i>	2	4,4	1	1,4	—	
<i>C. glareolus</i>	34	75,5	42	58,3	37	66,1
<i>A. flavicollis</i>	6	13,3	11	15,3	7	12,5
<i>R. norvegicus</i>	1	2,2	—		—	
<i>S. araneus</i>	—		17	23,6	10	17,9
<i>S. minutus</i>	2	4,4	1	1,4	2	3,6
Всего:	45	100	72	100	56	100

Таблица 3

Численности мелких млекопитающих в
биотопах в разные сезоны и разные годы

Сезон	Биотоп № 1			Биотоп № 2			Биотоп № 3		
	1987	1988	1989	1987	1988	1989	1987	1988	1989
Весна	2	0	32	2	29	8	8	18,4	12
Лето	12	24	10	16	24	14	26	34	32
Осень	22	22	24	34	34	6	22	30	16
$\bar{x} \pm m_x$	12,0 \pm 5,77	15,3 \pm 7,69	22,0 \pm 6,43	17,3 \pm 9,26	29,0 \pm 2,89	9,3 \pm 2,40	18,7 \pm 5,46	27,5 \pm 4,68	20,0 \pm 6,11



А - биотоп № 1, Б - биотоп № 2, В - биотоп № 3

▨ - 1987 г. □ - 1988 г. ▤ - 1989 г.

Рис. 1. Средняя численность мелких млекопитающих в биотопах в разные годы.

($H = 2,82$), а сообщество мелких млекопитающих - полидоминантное ($s = 0,05$). Ведный по видовому составу биотоп № 3 - в нем за год отлавливались индивиды, принадлежащие к 5-4 видам мелких млекопитающих. Об этом свидетельствует и показатель Шенона. Сообщество монодоминантное. В этом биотопе в 1988 и 1989 гг. отлавливалось довольно большое число обыкновенных бурозубок, которые с желтогорлой мышью являлись фоновыми видами при доминировании рыжей полевки.

Таблица 4

**Видовое разнообразие (Н) и доминирование (с)
в сообществах мелких млекопитающих в разных биотопах**

Биотопы	1987		1988		1989	
	Н	с	Н	с	Н	с
№ 1	2,31	0,22	2,09	0,27	1,39	0,50
№ 2	2,82	0,05	2,23	0,28	2,06	0,31
№ 3	1,21	0,59	1,53	0,42	1,39	0,49

Обсуждение

За период исследований повысилось воздействие на изучаемые биотопы. Люди стали чаще посещать парк, растущий рядом, и озеро. Возможно, этим и объясняется резкое снижение средней численности в биотопах № 2 и № 3 в 1989 г.? Также снижается и видовое разнообразие сообществ мелких млекопитающих. Они беднеют. Тем самым проявляется доминирующий вид – обыкновенная бурозубка. Надо сказать, что мы еще не можем точно ответить, отчего все это происходит. Надеемся, что дальнейшие исследования дадут ответ на этот вопрос.

ЛИТЕРАТУРА

- Flower I.R. Ecological methods // Mammal. Rev. 1976. Vol. 6, N 4. 1976.
 Richardson J.L. Dimensions of ecology. Baltimore, 1977.
 Балчиускас Л.П. Математическое обеспечение микроЭВМ "Электроника БЗ-34", программы обработки биологических данных. Вильнюс, 1984.

ABUNDANCE AND DIVERSITY OF THE SMALL MAMMAL SPECIES IN SUBURBAN BIOTOPES OF TOWN ŠIAULIAI

V. Aušra, L. Leščinskas

Summary

The material was gathered in three biotopes in 1987-1989. The first (No 1 - meadow) and the third (No 3 - small forest) were quite different and the second (No 2) intermediate between them. This biotope is a former meadow overgrown with small trees and bushes. Through the research period 12 species of small mammals were caught, 452 individuals in total. Seven species used to be caught constantly. The smallest average of abundance was at the biotope No 2 (9.3 ± 2.4) in 1989 and the highest (29.0 ± 2.89) - at the same biotope in 1988.

The highest diversity of species was at the biotope No 2 in 1987 (9 species; $H = 2.82$). This community of small mammals was polydominant ($c = 0.05$). The diversity of species was the poorest at the biotope No 3. This community of small mammals was monodominant all these years. At the biotope No 1 the diversity of species is going down and the community is going to be monodominant (1987 - $H = 2.31$ and $c = 0.22$; 1989 - $H = 1.39$ and $c = 0.50$).

The research will be continued.

ОПЫТ ОЦЕНКИ БИОМАССЫ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ

А. Кирк

Тартуский университет

В Эстонии до сих пор отсутствуют данные о количестве мелких млекопитающих, обитающих на единице территории, поэтому представлялось интересным произвести отлов на площадке.

Метод отлова

На неогороженной квадратной площадке (0,25 га) составили 10 рядов по 10 давилок, расположенных в 5 м друг от друга. Место отлова – смешанный лес с хорошо развитой растительностью в опытном лесном хозяйстве Ярвселя (Тартуский р-н), которое уже 60 лет находится под полной охраной. Время отлова – с 11 по 17 августа 1982 г. В течение 6 суток добыто 103 особи семи видов (табл. 1). Таким образом, эти данные характеризуют только сезонную пиковую численность мелких млекопитающих в оптимальных условиях.

Таблица 1

Вид и биомасса мелких млекопитающих в квадрате

	Особей	Биомасса
<i>Clethrionomys glareolus</i>	47	940
<i>Sorex araneus</i>	35	245
<i>Sorex minutus</i>	11	44
<i>Apodemus flavicollis</i>	4	120
<i>Microtus agrestis</i>	3	60
<i>Neomys fodiens</i>	2	28
<i>Sorex caecutiens</i>	1	6
Всего на 0,25 га	103	1443 г
на 1 га		5772 г = 5,77

Анализ данных

Во внешних линиях количество добытых особей оказалось выше, чем во внутренних (рис. 1). Ввиду этого все линии сравнивали при помощи χ^2 -критерия. Различия по отдельным линиям не достоверные, но суммарно в I и II линиях отловлено существенно больше зверьков, чем во внутренней части квадрата. Очевидно, во внешние линии под влиянием приманки попадает больше иммигрантов, чем во внутренние. Следовательно, квадрат III лучше характеризует естественное состояние, чем целый квадрат отлова. Аналогичные итоги получил Л. Ханссон (Hansson, 1969), у которого расстояние между давилками составляло 15 м.

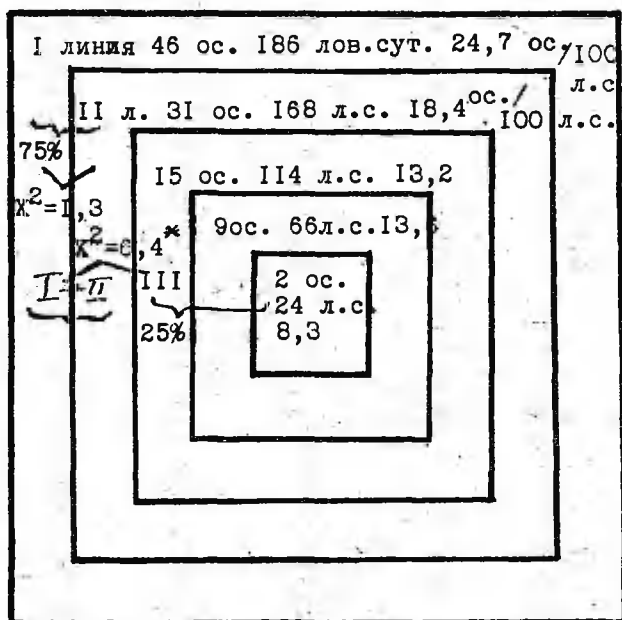


Рис. 1. Относительная плотность мелких млекопитающих в квадрате по линиям (особей на 100 ловушко-суток) χ^2 - $P > 0,95$.

В целом в квадрате по 0,25 га (50×50 м) поймано 1443 грамма млекопитающих, т.е. 5,77 кг на 1 га. В квадрате III с площадью 0,09 га (30×30 м) поймано 25 % всей добычи, т.е. приблизительно 4 кг на 1 га. Биомасса доминирующего вида – рыжей

полевки – в квадрате III составляло 160 г (8 особей) – это 1777 г или 1,8 кг на 1 га.

По местам попадания в давилки особей полевков можно предположить семейные территории (рис. 2). На 0,25 га таких числится 5–6, или 20–24 семьи на 1 га. Средняя территория одной семьи примерно 500 м². Это совпадает с минимальными литературными данными. Следовательно, данный биотоп является оптимальным для рыжей полевки.

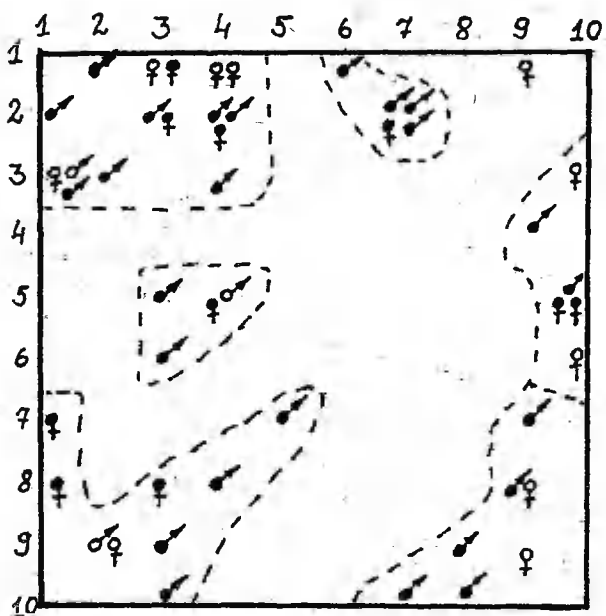


Рис. 2. Места отлова рыжих полевок в квадрате.

Сеголетки	Самец	Самка
Перезимовавшие	♂	♀

Было бы интересно сравнить эти однократные случайные данные по биомассе с аналогичными из других биотопов или регионов. В нашем распоряжении имеются данные из Литвы и Польши, где пользуются несколько иной методикой. Максимальные данные по биомассе мелких млекопитающих в болотных местах Литвы достигали 3 кг на 1 га (Бальчаускас, 1990). Относительно рыжей полевки в Польше получены следующие данные: в августе месяце (годовой пик численности) в лиственном лесу

Таблица 2

Итоги отлова в разных промежутках времени

	2 суток			6 суток		
	Ос.	Ос./ 100 л.с.*	Коеф.	Ос.	Ос./ 100 л.с.	Коеф.
<i>Clethr. glar.</i>	24	13,5	7,11	47	8,4	22,37
<i>Micr.agr.</i>	1	0,6	6,67	3	0,5	24,0
<i>Sor. aran.</i>	6	3,4	7,05	35	6,3	22,22
<i>Sor. min.</i>	1	0,6	6,67	11	2,0	20,0
<i>Sor. caec.</i>	1	0,6	6,67	1	0,4	20,0
<i>Neom. fod.</i>	1	0,6	6,67	1	0,4	20,0
<i>Ap. flav.</i>	0			4	0,7	22,86
Всего	37	20,9	7,08	103	18,5	22,27

6 видов

7 видов

Ос. — особей

Коеф. — пересчетный коэффициент между абсолютной (особей на 1 га) и относительной (особей на 100 ловушко-суток) показателями плотности.

* — л.с. — ловушко-суток

Беловежской пуши получено 36 и 54 особи на 1 га в двух следующих друга другом годах (Aulak, 1973). По нашим данным, это было 89 особей. Следовательно, наши результаты являются высокими, они характеризуют состояние во время пиковой численности в благоприятных условиях.

Благодаря квадратичному способу отлова оказалось возможным сопоставить два разных выражения плотности: абсолютное (особей на 1 га) и относительное (особей на 100 ловушко-суток). У рыжей полевки эти данные таковы: 89 ос. на 1 га и 3,9 ос. на 100 л.с. Пересчетный коэффициент между ними — $89 : 3,9 = 22,8$. Временная изменчивость улавливаемости отражает тенденцию снижения с 1 дня до 3 (рис. 3). На 4 и 5 день она возрастает, особенно во внешних линиях. Это свидетельствует о влиянии иммиграции. Только улавливаемость землероек изменилась иначе: первые два дня количество добытых зверьков было низким, а потом повысилось. Возможной причиной этого могла быть дождливая погода в середине периода отлова, когда землеройкам легче добывать корм с давилок (насекомые на хлебе), чем на земле.

При сравнении данных отлова разных видов в течение двух и шести дней выяснилось, что имеются большие различия в пересчетном коэффициенте. У разных видов для одного периода

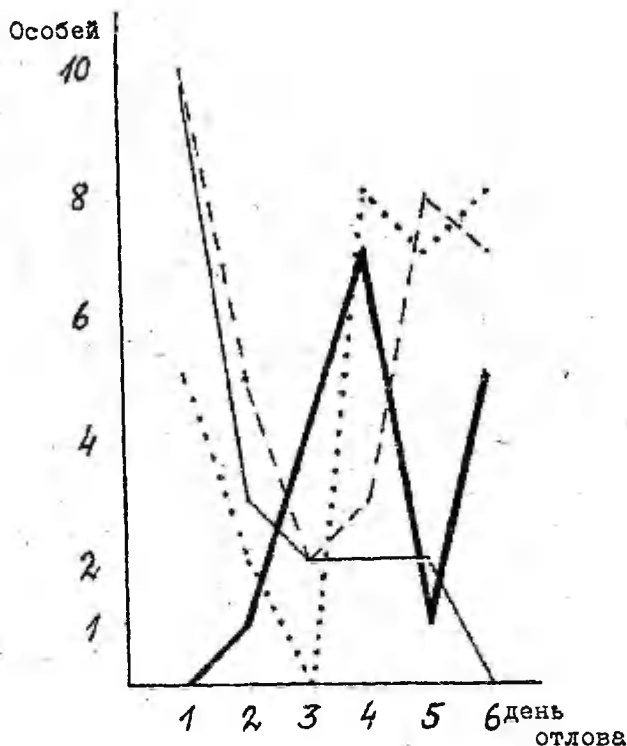


Рис. 3. Попадаемость грызунов и насекомоядных в течение 6 суток
в средней во внешних
части III линиях I-II

Insectivora
Rodentia

—————
—————
.....
- . - . -

эти коэффициенты приблизительно одинаковые, но для разных периодов отлова они различаются. Так в правом столбце таблицы 2 пересчетный коэффициент примерно в три раза выше, чем в левом. Это логично, так как количество ловушко-суток зависит от числа дней отлова.

Анализ большого материала, полученного разными методами отлова Н.В. Тупиковой (1983), показал варьирование пересчетных коэффициентов в громадном диапазоне. Следовательно, переход с одного метода на другой не оправдывает себя, потому что ошибки будут слишком большие. Что же касается биомассы мелких млекопитающих на единице площади, то было бы интересно знать ее в разных биотопах, так как это — важное звено в трофической цепи.

Для сравнения можно привести данные, собранные тем же методом в Швеции (Hansson, 1969). Они были собраны в течение 7 дней в еловом лесу в октябре месяце, когда численность зверьков уже ниже, чем в августе, и составили на 1 га 13,3 рыжих полевок, а всего мелких млекопитающих – 68,6 особей.

ЛИТЕРАТУРА

- Бальчаускас Л. Численность, биомасса и видовое разнообразие мелких млекопитающих песчаной равнины // Млекопитающие в культурном ландшафте Литвы. Вильнюс, 1990. С. 79–89.
- Тушикова Н.В. Соотношение абсолютной и относительной численности рыжих полевок // Грызуны: Мат. VI Всесоюз. совещ. Л., 1983. С. 461–463.
- Anlak W. Production and energy requirements in a population of the bank vole, in a deciduous forest of circaeo-alnetum type // Acta Theriol. 1973. Vol. 18, N 8. P. 167–190.
- Hansson L. Home range, population structure and density estimates at removal catches with edge effect // Acta Theriol. 1969. Vol. XIV, N 11. P. 153–160.

AN ATTEMPT TO DETERMINE THE BIOMASS OF SMALL MAMMALS

A. Kirk

Summary

With the objective to investigate the number of small mammals per surface unit in forest habitats special kind of trapping was carried out using square method: 10 traps in 10 rows with 5 meter interval between traps on a 0,25 ha plot. The trapping took place between Aug. 11th–17th in 1982 in a state-protected forest at Järvselja (Tartu region). 103 individuals from 7 species were trapped in total. The total biomass of animals caught from trapping square was 1443 g, i.e. 5.77 kg per ha. The number of animals trapped from outer rows was bigger. Only 25 % of all individuals were trapped from middle part III, that is 360 g per 0.09 ha (30 x 30 m) or 4 kg per ha. Among the species the Red Bank Vole, dominating with 47 individuals in total, in inner part III 8 individuals or 89 ind./ha, that is 1.78 kg/ha.

According to spatial distribution of collected animals we can presume 5–6 litters in this trapping square, that is 20–24 litters per ha. Relatively small average territory of the litter – 500 m² and high biomass can be explained by good habitat conditions.

О ПОСТНАТАЛЬНОМ РАЗВИТИИ БЕЛОГРУДОГО ЕЖА

ERINACEUS CONCOLOR MARTIN

(*INSECTIVORA, ERINACEIDAE*)

О.В. Жерёбцова

ЗИН АН СССР, Ленинград

Размножение ежей наблюдали в лабораторных условиях при отсутствии зимней спячки. Продолжительность беременности была 35–36 дней. По сведениям из литературы, сроки беременности *Erinaceus concolor* и *Erinaceus europaicus* составляют от 34 до 49 дней (Строганов, 1957; Попов, 1960; Knight, 1962; Hexter, 1972). В выводках обычно бывает 3–6, реже 7–8 детенышей. Исследованные нами три выводка *E. concolor* состояли из 3, 4 и 7 ежат. В период выведения потомства самки обычно устраивали глубокое гнездо из сухой травы и листьев внутри обычного фанерного ящика (27x26x20 см).

В ряде публикаций (Prakash, 1955; Knight, 1962; Адольф, 1966) указывается на случаи каннибализма у ежей. При разведении *E. concolor* в неволе проблем с выживаемостью детенышей у нас не возникало, но имелись трудности с подбором пар для размножения. Так, в период гона нередко наблюдалось проявление агрессивности самцов по отношению к самкам. В результате не замеченные вовремя глубокие укусы иногда приводили к серьезным ранам в плечевой области. Не случайно, по-видимому, и в условиях Ленинградского зоопарка размножение обыкновенных и белогрудых ежей не частое явление (данные автора).

Новорожденные ежата слепые, с закрытыми слуховыми ходами, без зубов. Брюхо – голое, розовое, морщинистое. Температура тела – 32–33°C. Спинная поверхность серого цвета, усыпана мелкими бугорками, располагающимися неправильными рядами, из которых уже в первые часы жизни появляются кончики белых мягких игл длиной до 2 мм, преимущественно в шейно-плечевой области. На спинной стороне видна также продольная бороздка, проходящая по центру туловища. Ежата выглядят как бы уплощенными в дорсо-вентральном направлении с непропорционально большой головой. Передние лапы относительно крупные, служат главной опорой при ползании, задние

— слабые, почти не участвуют в движении. Пальцы разъединены, ушные раковины прижаты к голове. Перевернутые на спину детеныши активно стремятся вернуться в прежнее положение.

К концу первых суток жизни белые иглы становятся упругими и жесткими. В это время уже хорошо заметны и кончики игл основной окраски, появляющиеся в первую очередь на переднем участке спины. Они растут значительно гуще, но по длине некоторое время отстают от первичных игл, сравниваясь с ними лишь на 13–15-ый день (табл. 1). Ушные раковины постепенно отходят в горизонтальное положение. На вторые сутки можно различить маленькие (1–2 мм) вибриссы носа, губ и бровей. При прикосновении к детенышам, как правило, раздаются звуки, напоминающие слабое пыхтение. При этом ежата активно “бодаются”, отталкиваясь передними лапами и делая резкие рывки головой снизу вверх.

На 3–5-ый день развития обычно уже можно определить пол детенышей. В этот же период происходит пигментация кожи, которая заканчивается к концу первой декады. Кожа постепенно приобретает серый оттенок. В возрасте 5–7 дней белогрудые ежи уже неплохо сворачиваются, однако голова и дистальные части конечностей еще полностью не убираются под иглистый панцирь. Это происходит лишь на 12–14-ый день развития.

Первые 7–10 дней самка почти постоянно находится в гнезде, покидая его только изредка на время кормежки. Впоследствии она начинает периодически отлучаться для отдыха, не удаляясь, как правило, далеко от укрытия. Было замечено, что оставшиеся без матери детеныши в сравнительно прохладном помещении быстро охлаждаются и нередко впадают в оцепенение, сворачиваясь в клубок. Чтобы лучше сохранить тепло в отсутствие самки, ежата обычно сползаются в кучу и спят тесно прижавшись друг к другу.

К концу второй декады развития спина детенышей равномерно покрывается иглами основной окраски (белые с темно-бурым пояском). Шерстный покров у ежей образуется значительно позднее иглистого. За первые 5 дней на морде (в основном на подбородке и верхней губе) появляется светлый пушок. Еще через несколько дней (на 9–10-ый) становятся заметны маленькие (1–2 мм) щетинки на боках тела вдоль границы с иглами. В это время уже хорошо опушен подбородок, губы и щеки ежей. На 12–14-ый день на боках и вентральной части туловища появляются едва заметные редкие волоски (1–2 мм). К концу второй декады развития нежная шерстка густо покрывает бока тела. Волосной покров на груди, в центральной части живота, на плечах и бедрах выражен в это время слабее. В возрасте месяца ежата покрыты густой шелковистой шерстью.

Таблица 1

Рост детенышей *E. concolor*

Воз- раст в сутк	Код- во сжат	Масса тела (г)	Длина (мм)				Высо- та уха (мм)
			тела	зад. ступни	хвоста	I игл**	II игл
1	4	15-22*	62-67	8-9	5	4-6	2-3
8	11	46-65	93-103	11-15	8-10	10-11	7-8
12	10	61-82	105-110	15-17	9-10	10-12	8-9
18	6	105-123	128-138	21-22	12-14	12-13	13-14
24	7	125-174	130-145	26-27	13-15	17-19	15-20
29	10	150-225	140-150	28-30	15-17	19-20	18-22

* - (мин-мах) значения,

**I - первичные белые иглы,

II - иглы основной окраски.

У молодых белогрудых ежей глаза обычно открываются на 14-18-ый день, а слуховые проходы - на 18-22-ой. Наши данные согласуются со сведениями Попова (1960) и Гертера (Herter, 1963) для *E. concolor* и *E. eumuraeus*. Как видно, сроки прозревания и появления слуха варьируют. Это особенно хорошо заметно на более крупных выводках, так как детеныши в них, как правило, значительно отличаются по темпам своего развития.

По вопросу формирования зубной системы ежей в постнатальный период в литературе имеются очень незначительные сведения (Кудряшова, 1956; Адольф, 1966). Нам удалось выяснить, что первые зубы у ежей *E. concolor* прорезываются на 21-23-ий день. Последовательность заполнения зубных рядов обычно следующая: сначала - $\frac{P^4}{I^1 P^1}$, немного позднее - I^1 , а также верхние и нижние коренные, затем - I^3 ; $\frac{P^2 P^2 P^2}{I^1 C}$ и в последнюю очередь - $\frac{C}{P^1}$ (табл. 2).

Таблица 2

Сроки формирования зубной системы ежей

Обозначение зубов		Сроки появления зубов (в днях)
Верх- ний ряд	I^1	24-32 → 65-80
	I^2	30-34 → 94-98
	I^3	27-31
	C	31-45 → 53-55
	P^2	32-36
	P^3	31-34 → 87-90
	P^4	21-23
	M^{1-3}	25-30
Ниж- ний ряд	I_1	22-27 → 76-80
	I_2	31-34
	C	31-34
	P_3	35-40
	P_4	21-23
	M_{1-3}	25-30

I - резцы,
 C - клыки,
 P - премоляры,
 M - моляры,
→ - смена молочных зубов на постоянные.

Полностью зубные ряды, как правило, укомплектованы на 35-

45-ый день развития. По данным Адольф (1966), премолары у *E. europaicus* становятся заметны только на 35-ый день, что, на наш взгляд, маловероятно.

Нам удалось также проследить смену молочных зубов на постоянные, которая у *E. concolor* начинается в возрасте 53-55 дней. В первую очередь заменяются верхние клыки, затем – передние резцы в обеих челюстях, далее – I^2P^3 (табл. 2). При этом постоянный зуб обычно появляется и некоторое время растет с внутренней стороны от молочного (нередко только в правом или левом зубном ряду), но иногда последний выпадает прежде, чем прорезывается соответствующий ему коренной. Полная смена зуба происходит, как правило, за 7-17 дней.

К концу второй декады развития ежата начинают передвигаться с опорой на все конечности, иногда совершая небольшие перебежки. На 30-35-ый день молодые ежи начинают питаться самостоятельно, но все же еще подкармливаются у матери. В возрасте около месяца ежата уже легко потрошили тушки воробьиных птиц. Вместе с самкой они также участвовали в построении гнезда, собирая листья ртом и укладывая их в углу загона. С окончанием периода лактации выводки начинают распадаться. По данным ряда авторов (Попов, 1960; Kratochvil, 1975), сеголетки *E. concolor* и *E. europaicus*, покинувшие материнское гнездо, встречаются в природе, начиная с июля. Действительно, во время наших наблюдений в Приокско-Террасном государственном заповеднике со второй декады июля при отловах стали чаще попадаться молодые зверьки, причем на расстоянии 20-70 м друг от друга.

ЛИТЕРАТУРА

- Адольф Т.А. О биологии размножения обыкновенного ежа (*Erinaceus europaicus* L.) // Зоол. ж. 1966. 45, 7. С. 1108-1111.
- Кудряшова Н.И. К биологии обыкновенного и ушастого ежей Ставропольского края // Тр. науч.-исслед. противочум. ин-та Кавказа и Закавказья. 1956. Вып. 5. С. 441-454.
- Попов В.А. Млекопитающие Волжско-Камского края. Казань: Изд-во АН СССР, 1960. С. 1-468.
- Строганов С.У. Звери Сибири: Насекомоядные. М.: Изд-во АН СССР, 1957. С. 1-267.
- Herter K. Igel. Leipzig: Aufl. Wittenberg, 1963. S. 1-32; Die Schweizer Igel-Station und Beobachtungen über die Entwicklung von *Erinaceus europaeus* L. // Neue Folge. 1972. Bd. 18, N 3. S. 467-474.
- Knight M. Hedgehogs // Sunday Times. 1962. N 3. P. 1-24.
- Kratochvil J. Zur Kenntnis der Igel der Gattung *Erinaceus* in der CSSR (*Insectivora, Mammalia*) // Zool. Listy. 1975. Vol. 24, N 4. P. 297-312.

**ABOUT POSTNATAL DEVELOPMENT OF *ERINACEUS*
CONCOLOR (*INSECTIVORA*, *ERINACEIDAE*)**

O. Zharebtzova

Summary

The study of postnatal development was carried out on *Erinaceus concolor* (3 litters) in captivity. Pregnancy was found to last 35-36 days. A litter consists of 3-7 youngs.

Descriptions of all development stages in youngs from the birth untill the end of suckling stage are given in detail. The eyes open on the 14th-18th day and the ears accordingly on the 18th-22th day. The first teeth appear on the 21th-24th day and the denture formation ends on the 35th-45th day. The replacement of milk dentition begins at the age of 53-55 days, the upper permanent canines appearing first.

РАСПРОСТРАНЕНИЕ И ЧИСЛЕННОСТЬ СОНЬ (*GLIRIDAE*) В ЛИТВЕ

Р. Юшкайтис

Институт экологии АН Литвы, Вильнюс

Семейство сонь в Литве представлено 4 видами, распространение и численность которых до сих пор были мало изучены. Соня-полчек, лесная, садовая и орешниковая сони упоминаются в описаниях фауны Литвы XIX века (Eichwald, 1830; Tyzenhauz, 1848; Plater, 1852; Афанасьев, 1861 и др., цит. по Elisonas, 1927). Первые конкретные данные о находках этих грызунов на территории Литвы в нынешнем столетии приводит Ю. Элисонас (Elisonas, 1927). Позже о распространении сонь в республике долгое время судили по экземплярам, находящимся в Каунасском зоологическом музее (Кузнецов, 1954; Ivanauskas ir kt., 1964). Эти данные пополнил Л. Езерскас (1960, 1961) находками орешниковых и садовых сонь в искусственных гнездовьях для птиц, развешенных в разных районах Литвы.

При подготовке настоящей работы были использованы вышеупомянутые источники, а также ряд других сообщений, опубликованных в научных и научно-популярных изданиях. Был проведен опрос зоологов республики, особенно орнитологов, изучающих птиц-дуплогнезdnиков. В 5 республиканских газетах и журналах и в 34 районных газетах были опубликованы статьи с фотографиями и описаниями сонь и просьбой сообщить о случаях их находок. Получено 23 сообщения, из которых 16 подтвердились. Ряд новых местообитаний сонь обнаружен автором во время экспедиций по республике. Часть собранного материала уже опубликована на литовском языке (Juškaitis, 1988, 1990).

Соня-полчок (*Glis glis* L.). В настоящем столетии долгое время были известны только две находки этого вида (рис.). В Каунасском зоологическом музее хранились два чучела полчков, собранные профессором Т. Иванаускасом. Одна соня отловлена 7.12.1936 в Каунасском уезде, волости Пажайслис, а вторая — 23.09.1936 в Алитусском уезде, волости Сейрияй (Ivanauskas ir kt., 1964). Больше достоверных данных об обитании этого вида в Литве не было. Сообщение о находках остатков сони-полчка в погадках серой неясыти в Игналинском районе (Drobelis, Sablevičius, 1982) не подтвердилось. Однако наличие

сони-полчка в Латвии (Tauriņš, 1982) и ряд непроверенных сообщений о наблюдениях этих зверьков в некоторых районах Литвы давали надежду, что этот вид в республике обитает и в настоящее время. Эти надежды оправдались: 6.09.1990 сони-полчки найдены в Кайшиадорском районе вблизи Румшищкес. В скворечниках, развешенных в спелом смешанном лесу из дуба, сосны, ели, березы с подлеском лещины были найдены две молодые сони, а также следы жизнедеятельности этих зверьков.



Рис. Места находок сонь в Литве в нынешнем столетии. Объяснения в тексте.

Лесная соня (*Dryomys nitedula* Pall.). Известна единственная находка профессора Т. Иванаускаса 27.05.1934 в окрестностях города Йонава (рис.). Чучело хранится в Каунасском зоологическом музее (Ivanauskas ir kt., 1964). Возможно, что лесная соня и сейчас обитает в Литве, так как недавно она найдена в Латвии, в районе Даугавпилса (Tauriņš, 1982). Однако по Литве и Латвии проходит серая граница ареала этого вида, и поэтому она здесь очень редка.

Садовая соня (*Eliotus quercinus* L.). В Литве обнаружена только в Варенском районе, лесничестве Перлюя (рис.). Впервые отловлена Л. Езерскасом 8.07.1957, чучело хранится в Каунасском зоологическом музее. Всего в 1957–1959 гг. на этом месте в дуплянках садовые сони с 4–6 малышами встречались 4 раза. Сони найдены в чистом сухом сосновом лесу, поросшем можжевельником, где по земле стелился мох и лишайник (Езерскас,

1960, 1961; Ivanauskas ir kt., 1964). Ареал садовой сони заходит далеко на север, вид отличается высокой экологической пластичностью (Айрапетьянц, 1983). Поэтому можно было бы надеяться найти этих зверьков и в других местах Литвы. Однако даже в центре ареала садовая соня встречается спорадично. К тому же в последние десятилетия в Прибалтийских странах по невыясненным причинам их численность резко сократилась (Taupinš, 1982).

Орешниковая соня (*Muscardinus avellanarius* L.). Наиболее распространенный и многочисленный вид сонь в Литве (рис.). По нашим данным, в настоящее время она найдена в 29 из 44 административных районов республики. Наибольшее число мест находок орешниковых сонь приходится на центральную часть Литвы (Кедайняйский, Паневежский, Укмергский, Йонавский, Каунасский районы). Нередко встречается она и в северной Литве. Малое число находок этого вида в западной Литве, видимо, связано с преобладанием еловых лесов, а отсутствие находок во многих районах восточной и южной Литвы — с наличием больших массивов сосновых лесов. Таким образом, распространение орешниковой сони в Литве в первую очередь определяется распределением лиственных и смешанных лесов на территории республики. Решающим фактором пригодности местообитания для этого вида является развитость подлеска и подроста. Далее приводится список мест находок орешниковых сонь в Литве. Их порядковые номера соответствуют номерам на рисунке.

1. Паневежский р-н, Рамигала (Elisonas, 1927; Кузнецов, 1954; Ivanauskas ir kt., 1964);
2. Паневежский р-н, Пинява (Кузнецов, 1954; Ivanauskas ir kt., 1964);
3. Окрестности г. Пакруоис (Кузнецов, 1954; Ivanauskas ir kt., 1964);
4. Парк г. Кедайняй (Кузнецов, 1954; Ivanauskas ir kt., 1964);
5. Радвилишский р-н, Шедува (Кузнецов, 1954);
6. Кедайняйский р-н, Ланчюнава (Ivanauskas ir kt., 1964);
7. Укмергский р-н, лес Шешуоляй-Вяршкайняй (Baleišis, 1966);
8. Кайшядорский р-н, лес Гириялэ (Kriauciūnas, 1967);
9. Окрестности г. Вильнюс, Турнишкес Knystautas, 1972);
10. Лаздияйский р-н, лес Буктос-Мишкас (Knystautas, Liutkus, 1974);
11. Йонишкский р-н, лес Жагарес-Мишкас (Maldžiūnaite, 1980);
12. Шакийский р-н, л-во Гялгаудишкис (Juškaitis, 1982, 1988, 1990);
13. Кедайняйский р-н, Дотнува (Румбутис, 1982; Rumbutis, 1986);
14. Йонавский р-н, дер. Гирининкай (Mikutavicius, 1985);

15. Молетский р-н, Жалваряй (Juškaitis, 1988, 1990);
16. Акмянский р-н, заповедник Каманос (Маргис, 1989);
17. Пасвальский р-н, Жадейкяй, л-во Дауенай (Junėnas, 1990; Г. Янкунайте, письмо);
18. Йонишкский р-н, л-во Саткунай (Р. Бутвила, л.с.);
19. Биржайский р-н, лес Биржу-Гиря (Л. Бальčiaускас, л.с.; Й. Ясинскайте, письмо);
20. Купишкский р-н, л-во Скапишкис (Э. Тиюшас, л.с.);
21. Тракайский р-н, Толкишкес (М. Ярушавичюте, л.с.);
22. Паневежский р-н, Рагува (А. Случка, л.с.);
23. Окрестности г. Укмерге, лес Бугенелай (Г. Швитра, л.с.);
24. Окрестности г. Каунас, лес Камшос-Мишкас (А. Мацкявичюс, л.с.);
25. Каунасский р-н, Запишкис (А. Станкявичюс, л.с.);
26. Шакийский р-н, Лукшай (В. Мажейка, л.с.);
27. Каунасский р-н, Гирионис (Д. Микутавичюс, л.с.);
28. Шяуляйский р-н, Куршенай (В. Домкус, л.с.);
29. Паневежский р-н, лес Ютишкю-Мишкас (Д. Байорунас, письмо);
30. Укмергский р-н, Видишкяй (Самсоновас, л.с.);
31. Тракайский р-н, дер. Стрева (А. Казлаускас, л.с.);
32. Кедайняйский р-н, Лабунава (А. Казлаускас, л.с.);
33. Окрестности г. Йонава (А. Мотеюнас, письмо);
34. Паневежский р-н, Крякянава (А. Случка, л.с.);
35. Окрестности г. Укмерге, Дукстина (Г. Швитра, л.с.);
36. Рокишкский р-н, Каволишкис (П. Паршонис, письмо);
37. Тракайский р-н, Сямялишкес (П. Янčiaускас, письмо; Р. Юшкайтис);
38. Йонавский р-н, л-во Гиряле (С. Раманаускене, письмо);
39. Кельмеский р-н, Каркленай (Л. Моткус, письмо);
40. Шяуляйский р-н, Дирвоненай (Е. Уосене, письмо);
41. Йонишкский р-н, л-во Скайстгирис (К. Вайтекунас, письмо);
42. Шяуляйский р-н, Шакина (Л. Скерис, письмо);
43. Аникщйский р-н, л-во Дабужай (Б. Каросайте, письмо);
44. Окрестности г. Ширвинтос (З. Карнилине, письмо);
45. Мажейкский р-н, л-во Седа (А. Люткус, л.с.);
46. Шилутский р-н, Сакучай (А. Левицкас, л.с.);
47. Радвилишкский р-н, Жиненай (А. Левицкас, л.с.);
48. Биржайский р-н, лес Биржу-Гиря (А. Бальберюс, л.с.);
49. Шакийский р-н, Гялгаудишкис (В. Шлаюс, письмо);
50. Лаздияйский р-н, л-во Сейрияй (Р. Юшкайтис);
51. Вилкавишкский р-н, л-во Паявонис (Р. Юшкайтис);
52. Радвилишкский р-н, Даугелайчяй (Р. Юшкайтис);
53. Шилалский р-н, л-во Паюрис (Р. Юшкайтис);
54. Кретингский р-н, л-во Швянтойи (Р. Юшкайтис);

55. Биржайский р-н, л-во Шилай (Р. Юшкайтис);
56. Аникшийский р-н, Андренишкис (Р. Юшкайтис).

Л. Езерскас (1961) орешниковых сонь находил в Шяуляйском, Йонишском, Таурагском и Кедайняйском районах, но конкретных мест находок не указал. По этой причине в список эти данные не включены и на рисунке не отмечены.

Большинство представителей семейства сонь ведут древесный образ жизни и в наземные орудия лова попадают крайне редко. Наиболее эффективный способ учета этих грызунов — отыскивание их на дневках в гнездах, дуплах, искусственных гнездовых для птиц. Поэтому о видовом составе и численности сонь на определенной территории лучше всего можно судить по результатам проверок этих гнездовых (Айрапетьянц, 1983).

В лесах Литвы ежегодно развешивается немалое количество синичников и скворечников. И хотя зоологами и любителями проверяется только небольшая их часть, нередко в них обнаруживаются орешниковые сони. По данным Л. Езерскаса (1961), наибольшее число синичников орешниковые сони заселяли в Кедайняйском, Шяуляйском и Йонишском районах. В лесах Кедайняйского района весной они заселяли около 10 % синичников. Сходные цифры получены нами в Шакийском и Моветском районах. Здесь весной сони тоже заселяли около 10 %, а осенью — даже 30–50 % всех синичников. Однако процент заселенных сонями синичников практически никакой сравнимой информации не дает, так как эта цифра зависит от характера и плотности развески синичников.

На двух стационарах, находящихся в Шакийском и Моветском районах, по разработанной автором методике (Юшкайтис, 1989) на протяжении ряда лет определялась плотность популяций орешниковой сони. Для этой цели равномерно с интервалом в 50 м было развешено соответственно 262 синичника на площади 60 га и 341 синичник на площади 85 га. Они проверялись с апреля по октябрь по одному разу в месяц, а в мае и сентябре — по два раза. Все отловленные сони метились кольцами или ампутацией пальцев.

Весенняя численность сонь определялась по суммарному количеству перезимовавших зверьков, отловленных на территории стационара в течение всего активного периода. Осенняя численность сонь на территории стационара (N) определялась по уравнению $M/N = m/n$, где M — число сонь, помеченных осенью, m — число меченых сонь, отловленных весной, n — общее число сонь, отловленных весной. Далее вычислялась плотность популяции.

Исследования, проведенные в 1984–1988 гг., показали, что весной плотность популяций орешниковой сони равна примерно 1 особи/га (от 0,5 до 1,5 особи/га), а осенью — примерно

3 особи/га (от 0,9 до 3,8 особи/га) (Юшкайтис, 1990). Таким образом, плотность популяций орешниковой соны в Литве сравнительно низкая.

Кроме уже упомянутых находок садовых соны в Варенском районе и полчков в Кайшядорском районе больше соны остальных трех видов в искусственных гнездовьях для птиц не обнаружено. Конечно, это не означает, что в Литве их и нет, но указывает, что они действительно редкие. Соня-полчек, лесная и садовая соны внесены в Красную книгу Литвы. Начаты работы по выяснению мест их обитания на территории республики в настоящее время.

ЛИТЕРАТУРА

- Айракетьянц А.Э. Соны. Л., 1983. 192 с.
- Езерскас Л.И. Посторонние обитатели дуплянок в лесах Литовской ССР и их влияние на птиц-дуплогнездящих // Тез. докл. четвертой Прибалтийской орнитологической конф. Рига, 1960. С. 33-35.
- Езерскас Л.И. Посторонние обитатели дуплянок в лесах Литовской ССР и их влияние на птиц-дуплогнездящих // Экология и миграции птиц Прибалтики. Рига, 1961. С. 123-128.
- Кузнецов Б.А. Материалы по фауне млекопитающих Литовской ССР // Бюлл. МОИП, отд. бiol. 1954. Т. 59, вып. 4. С. 7-16.
- Маргис Г.К. Заповедник Каманос // Заповедники СССР: Заповедники Прибалтики и Белоруссии. М., 1989. С. 199-210.
- Румбутис С.П. Данные о питании ушастой совы (*Asio otus*) и серой неясыти (*Strix aluco*) в Среднелитовской низменности // Экологические исследования и охрана птиц Прибалтийских республик: Тез. докл. Прибалт. конф. молодых орнитологов. Каунас, 1982. С. 69-73.
- Юшкайтис Р.А. Методика оценки плотности популяций орешниковой соны // Всесоюз. совещание по проблеме кадастра и учета животного мира: Тез. докл. Уфа, 1989. Ч. I. С. 373-374.
- Юшкайтис Р.А. Структура популяций и биоценотические связи орешниковой соны в Литве: Автореф. дис. ... канд. наук. Л., 1990. 24 с.
- Baleišis R. Lazdyninė miegapelė // Komjaunimo tiesa. 1966.18.06.
- Drobėlis E., Šablevičius B. Pelėdos ir plėšrieji paukščiai. Vilnius, 1982. 94 p.
- Elisonas J. *Myoxidae* šeimynos atstovai Lietuvos faunoje // Kosmos. 1927. N 2-3. P. 113-118.
- Ivanauskas T., Likevičienė N., Maldžiūnaitė S. Vadovas Lietuvos žinduoliams pažinti. Vilnius, 1964. 340 p.
- Jūnėnas R. Saldaus miego // Mūsų gamta. 1990. N 3. P. 28.
- Juškaitis R. Lazdyninės miegapelės inkiluose // Mūsų gamta. 1982. N 6. P. 15.
- Juškaitis R. Lazdyninė miegapelė (*Muscardinus avellanarius* L., 1758) // Lietuvos fauna: Žinduoliai. Vilnius, 1988. P. 107-111.

- Juškaitis R. Ar retos Lietuvoje miegapelės? // Mūsų gamta. 1990. N 6. P. 8–9.
 Knystautas A. Mūsų inkilų gyventojai // Mūsų gamta. 1972. N 7. P. 19.
 Knystautas A., Lintkus A. Mūsų inkilai // Mūsų gamta. 1974. N 2. P. 16–17.
 Kriaučiūnas Č. Lazdynų pelės // Mūsų gamta. 1967. N 11. P. 32.
 Maldžiūnaitė S. Žagarės draustinio smulkieji žinduoliai // Žagarės miškas.
 Vilnius, 1980. P. 48–51.
 Mikutavičius D. Lazdyninės miegapelės // Mūsų gamta. 1985. N 9. P. 16.
 Rambutis S. Ką lesė pelėdos? // Mūsų gamta. 1986. N 9. P. 36.
 Taurinš E. Latvijas ziditajdzivnieki. Rīga, 1982. 256 p.

THE DISTRIBUTION AND NUMBER OF THE DORMICE (*GLIRIDAE*) IN LITHUANIA

R. Juškaitis

Summary

In Lithuania 4 species of Dormice (*Gliridae*) have been reported. In the 20th century *Glis glis* L. has been reported only three times: in the districts of Kaunas and Alytus in 1936 by Prof. T. Ivanauskas and in the district of Kaišiadorys in 1990 by the author. The only record of *Dryomys nitedula* Pall. Also belongs to Prof. T. Ivanauskas in the environs of Jonava in 1935. *Eliomys quercinus* L. was detected only in the district of Varėna by L. Jezerskas. In the period of '57 to 1959 4 pairs with juveniles of this species were observed inhabiting nestboxes for starlings in clear dry pinewood. *Muscardinus avellanarius* L. is the most numerous and widespread Dormouse species in Lithuania. According to our data, it can be found in 29 districts (of 44) of the republic. The species was most frequently observed in the central part of Lithuania (the districts of Kedainiai, Panevėžys, Ukmergė, Jonava, Kaunas). It was rather frequent in North Lithuania, though never detected in the east, south or west of Lithuania. The distribution of *M. avellanarius* in Lithuania is mainly dependent on the distribution of deciduous and mixed forests on the territory. Stationary observations of many years in the districts of Shakiai and Molėtai proved the density of *M. avellanarius* population to be comparatively low in Lithuania. In spring it makes approximately 1 individual/ha (0.5–1.5 ind./ha), in autumn – approximately 3 individuals/ha (0.9–3.8 ind./ha). *G. glis*, *D. nitedula* and *E. quercinus* are listed in the Red Data Book of Lithuania. Studies concerning their present distribution in Lithuania have already been initiated.

ДИАГНОЗ И РАСПРОСТРАНЕНИЕ В ПРИБАЛТИИ *TERRICOLA* И *SYLVAEMUS*

И.В. Загороднюк, С.В. Межжерин

Институт зоологии Укр. АН, Киев

Исследования последних лет существенно изменили наши представления о видовом составе, географическом распространении, систематическом положении и номенклатуре восточно-европейских грызунов. Связано это, прежде всего, с широким внедрением в практику зоологических исследований методов кариологии и биохимической генетики, созданием генетически типированных коллекций и сменой традиционных описаний экстерьера (окраска и общие размеры) подробным анализом пропорций черепа и морфологии коренных зубов. Все это неизбежно привело к выявлению новых для науки или для фауны отдельных регионов видов. В наибольшей мере эти изменения коснулись двух, казалось бы, "спокойных" групп — серых полевок (триба *Arvicolini*) и лесных мышей (род *Sylvaeetus* = *Apodemus sensu lato*).

При проведении данного исследования наряду с оригинальными и литературными данными использованы коллекционные сборы зоологических музеев Киевского (ЗМКУ), Московского (ЗММУ) и Тартуского (ЗМГУ) университетов, Института зоологии Украинской АН (ЗМИЗУ) и Зоологического института АН СССР (ЗИН).

TERRICOLA SUBTERRANEUS SELYS-LONGCHAMPS, 1836. Подземная полевка в настоящее время является одним из наименее изученных видов грызунов Восточной Европы. Связано это с двумя основными причинами. Во-первых, в большинстве руководств в качестве диагностирующего предлагается обычно лишь один из многих и, к тому же, трудно реализуемый в поле критерий — слияние пары дентиновых полей в основании параконидного отдела M_1 . Вторая причина связана с особенностями экологии вида: скрытый образ жизни, периодичность суточной и сезонной активности, мозаичность распределения по ареалу и колониальный характер поселений.

В результате, во многих районах вид десятилетиями не регистрируется либо вовсе не известен. На севере Восточной Европы вид впервые выявлен лишь 40 лет назад (см.: Гиренко, 1952; Шварц, 1985), и только в последние годы установлено более

широкое его распространение в ряде северных и восточных территорий (Masing et al., 1988; Загороднюк, 1989; Истомин, 1990; Тимм, 1990).

Список всех известных находок *Terricola subterraneus* на севере Вост. Европы (отмечены на рис. 1 крестиками): Польша: 1 – Познань (Wasilewski, 1960); 2 – Варшава (ibid.); Эстония: 3 – Пярнуский р-н, Поотси Masing et al., 1988); 4 – “Восточная Эстония” (Тимм, 1990); Белоруссия: 5 – Брестская обл., Беловежская Пуца (ЗММУ, Турова-Морозова, 1959); Россия: 6 – Псковская обл., Вел. Луки (ЗММУ); 7 – Новгородская обл., Любытинский р-н, с. Хотца и с. Тупик (ЗИН, Шварц, 1985); 8 – там же, окрестн. пос. Валдай, дер. Шуя (ЗММУ; ibid.); 9 – Калининская обл., Нелидовский р-н, Центральный лесной заповедник (ЗММУ; Истомин, 1990); 10 – там же, Кимровский р-н, ст. Новоселки и дер. Заречье (ЗММУ); 11 – Ленинградская обл., Бокситогорский р-н, Шульгино (ЗММУ, ЗИН); 12 – Вологодская обл., Вытегорский р-н, р. Андома (ЗММУ; Турова-Морозова, 1959); 13 – Белгородская обл., Борисовка, заповедник “Лес на Ворскле” (ЗИН, Новиков, Петров, 1953); Украина: 14 – Житомир (ЗМКУ); 15 – Житомирская обл., 10 км от Новоград-Волынский, Пилиповичи (ЗМ ИЗУ, Гиренко, 1952); 16 – Волынская обл., Шацк (ЗМ ИЗУ); 17 – Киевская обл., окрестн. пос. Припять, с. Бовище (ЗМ ИЗУ); 18 – там же, окрестн. пос. Бровары, с. Заворичи (ЗМ ИЗУ).

Как видно из представленных на карте данных, область распространения *Terricola subterraneus* должна включать всю Южную и Восточную Прибалтику, и то, что вид в ряде районов до сих пор не выявлен, следует рассматривать как свидетельство его относительной редкости и неузнаваемости. В этой связи достаточно заметить, что в сериале “Заповедники Белоруссии” нередко упоминаются находки в лесных экосистемах *Microtus arvalis* и вовсе не отмечаются *T. subterraneus*, хотя очевидно, что следовало бы ожидать обратную ситуацию. В заселяемых видом стациях его доля в отловах не превышает 3–6 %, а уровень численности находится в пределах 0,2–2,3 ос. на 100 л.с. (Шварц, 1985; Истомин, 1990).

Ареал вида, по имеющимся в литературе данным и сборам музеев, представляется разорванным на несколько участков, соответствующих различным пространственно-генетическим группировкам вида – форма “*subterraneus*” с $2n = 54$ (северная) и форма “*daci*us” с $2n = 52$ (южная) (Загороднюк, 1989):

форма “*daci*us” (черные квадраты на рис. 1): (1) – Украина, Киев, уроч. “Теремки”, 6 экз. (Загороднюк, 1988); (2) – там же, Черкасская обл., Каневский Заповедник, 1 экз. (ibid); (3) – Польша, горы Бещады, около 100 км Ю от Жешув, 2 экз. Jordan

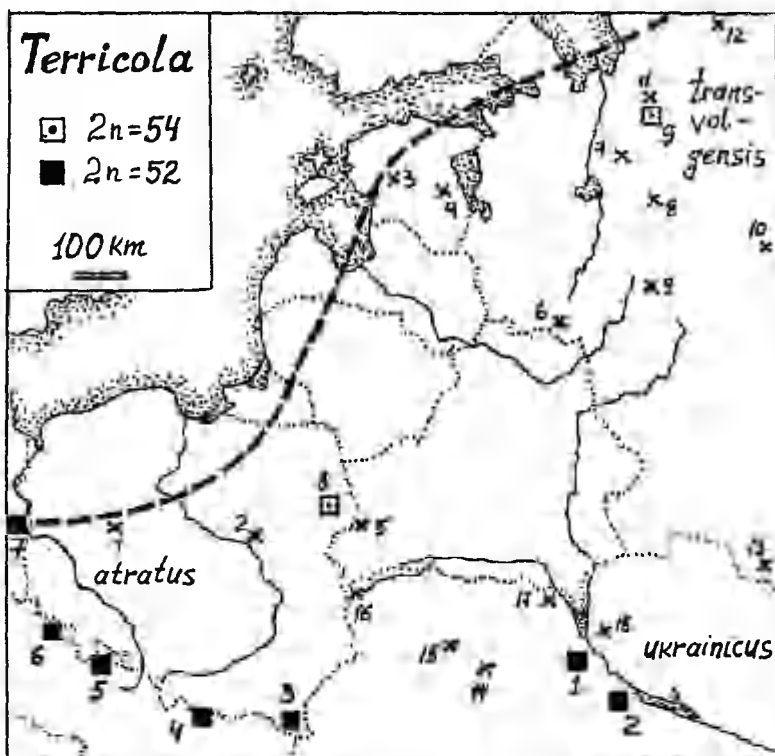


Рис. 1. Географическое распространение в Прибалтии кустарниково-полевой полевки *Terricola subterraneus*. Предполагаемая северная граница ареала отмечена прерывистой линией, крестиками – известные места находок вида по данным литературы и зоомузеев, белыми и черными квадратами обозначены кариологически датированные места отлова 54- и 52-хромосомных особей. Номера пунктов соответствуют приведенным в тексте, типовые местонахождения форм, установленных для территории С-В Европы, обозначены соответствующими названиями этих таксонов.

et al., 1971); (4) – там же, Выс. Татры, около 90 км Ю от Кракова, 1 экз. (Sablina et al., 1989); (5) – ЧСФР, Восточно-Чешская обл., 50 км С от Градец-Кралове, Крконошские горы, 1 экз. (Kral, Zima, 1978); (6) – там же, Северо-Моравская обл., Есеник, 1 экз. (ibid.); (7) – Вост. Германия, Франкфурт на Одере, 6 экз. (ibid.); форма “subterraneus” (белые квадраты): (8) – Польша, Белосток, 2 экз. (Meylan, 1970), 6 экз. (Jordan et al., 1971); (9) – Россия,

Ленинградская обл., 2 экз. (Sablina et al., 1989).

Территорию Прибалтии, несомненно, населяет форма "*subterraneus*", представленная в регионе двумя подвидами: *atratus* Stein, 1931 (Польша, Тшебница) и *transvolgensis* Schanev et Scharoschnicov, 1958 (Калининская обл., Максатиха). Учитывая отсутствие гибридных форм ($2n = 53$) между этими двумя расами, следует предположить их видовую самостоятельность (Загородник, 1988), но отсутствие морфологического гнатуса и парапатричные их ареалы оставляют этот вопрос открытым.

Диагностика. По особенностям экологии *subterraneus* – типичный обитатель разреженных участков лесных массивов неморального облика – прежде всего дубрав и, реже, ельников с хорошо выраженным кустарниковым и травянистым ярусом. Видо-спутники – *Sylviaetus flavicollis*, *Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*. В отличие от других симбиотопичных *Arvicolinae* поселения *subterraneus* представлены компактными колониями с большим числом выбросов почвы.

Из отличительных внешнеморфологических особенностей прежде всего следует отметить небольшие размеры тела (до 105 мм), короткую и узкую ступню задней конечности (до 15,5 мм) с 5 подошвенными бугорками, маленькие глаза (до 1,9 мм) и только 2 пары (паховые) молочных желез у самок. Череп уплощенный (высота в области *bullae* до 8,0 мм, на уровне альвеолы M^1 до 5,8 мм) с широким межглазничным промежутком (обычно 3,6–3,9 мм; хорошо видна пара "пузырьков"-полостей) и едва выраженными гребнями (сагитальный практически отсутствует), резцовые отверстия узкие и короткие (до 4,3 мм). Размеры тела и черепа *Terricola subterraneus* и симпатричных видов *Microtus* представлены в табл. 1. Имеется также ряд особенностей морфологии жевательной поверхности коренных зубов (Pucek, 1983; Загородник, 1989): на M_1 5-е и 6-е поля дентина (считая сзади) обычно широко слиты; подобное характерно и для M^3 , на котором имеется слияние по крайней мере одной из двух пар петель – $2 + 3$ и/или $4 + 5$, считая спереди; на M^2 нередко имеется дополнительная неотшиурованная петля эмали, по типу *agrestis*.

Таблица 1

Размерные характеристики *Microtus* с.л.

Промеры (в мм)	<i>subterra- neus</i>	<i>arvalis s.str.</i>	<i>rossiense- ridionalis</i>	<i>agrestis</i>	<i>oeconomus</i>
Тело:	<i>n</i> = 29	<i>n</i> = 15	<i>n</i> = 9	<i>n</i> = 7	<i>n</i> = 33
<i>L</i>	$\frac{89.35}{79-101}$	$\frac{111.27}{92-125}$	$\frac{105.00}{98-119}$	$\frac{112.29}{104-121}$	$\frac{114.94}{97-135}$
<i>Ca</i>	$\frac{29.50}{25.0-34.0}$	$\frac{36.60}{31-44}$	$\frac{39.78}{33-46}$	$\frac{37.29}{30-43}$	$\frac{45.61}{38-56}$
<i>Pl</i>	$\frac{13.92}{13.0-15.1}$	$\frac{15.44}{14.1-17.6}$	$\frac{15.34}{14.1-17.4}$	$\frac{19.13}{18.2-20.3}$	$\frac{18.59}{17.6-20.1}$
<i>Au</i>	$\frac{8.20}{6.5-10.0}$	$\frac{11.35}{9.1-13.2}$	$\frac{10.92}{10.0-12.9}$	$\frac{12.80}{11.0-14.5}$	$\frac{11.51}{10.2-13.8}$
Череп:	<i>n</i> = 24	<i>n</i> = 15	<i>n</i> = 9	<i>n</i> = 21	<i>n</i> = 7
<i>CBL</i>	$\frac{21.74}{20.7-22.4}$	$\frac{24.71}{23.2-26.4}$	$\frac{24.38}{23.0-26.2}$	$\frac{26.72}{25.4-28.0}$	$\frac{27.51}{26.0-28.8}$
<i>Zyg</i>	$\frac{12.93}{12.3-13.4}$	$\frac{13.74}{12.9-14.5}$	$\frac{13.67}{13.1-15.0}$	$\frac{15.39}{14.2-16.4}$	$\frac{14.99}{14.3-15.7}$
<i>IOB</i>	$\frac{3.72}{3.5-4.0}$	$\frac{3.43}{3.1-3.6}$	$\frac{3.63}{3.5-3.8}$	$\frac{3.59}{3.3-3.9}$	$\frac{3.71}{3.6-3.8}$
<i>HKBul</i>	$\frac{7.49}{7.1-8.0}$	$\frac{8.85}{8.6-9.4}$	$\frac{8.90}{8.5-9.3}$	$\frac{9.75}{9.2-10.7}$	$\frac{9.73}{9.4-10.1}$
<i>BKBul</i>	$\frac{10.74}{10.2-11.1}$	$\frac{11.97}{11.4-12.4}$	$\frac{12.01}{11.7-12.5}$	$\frac{13.15}{12.6-13.8}$	$\frac{12.79}{13.6-13.1}$
Рострум					
<i>HRost</i>	$\frac{5.38}{5.1-5.7}$	$\frac{7.21}{6.7-7.8}$	$\frac{7.00}{6.4-7.9}$	$\frac{7.88}{7.1-8.6}$	$\frac{7.83}{7.4-8.5}$
<i>LM₁₋₃</i>	$\frac{5.43}{5.0-5.7}$	$\frac{5.91}{5.6-6.6}$	$\frac{5.82}{5.6-6.2}$	$\frac{6.52}{6.0-7.1}$	$\frac{6.57}{6.3-6.8}$
<i>BNas</i>	$\frac{2.59}{2.2-2.9}$	$\frac{2.93}{2.8-3.2}$	$\frac{2.90}{2.7-3.0}$	$\frac{3.39}{3.0-3.9}$	$\frac{3.23}{2.8-3.5}$
<i>LFI</i>	$\frac{3.89}{3.4-4.3}$	$\frac{4.95}{4.7-5.4}$	$\frac{4.36}{4.1-4.7}$	$\frac{5.40}{4.8-5.9}$	$\frac{5.14}{4.7-5.9}$
<i>BFI</i>	$\frac{1.05}{0.9-1.2}$	$\frac{1.26}{1.1-1.4}$	$\frac{1.32}{1.1-1.5}$	$\frac{1.39}{1.2-1.6}$	$\frac{1.13}{0.9-1.3}$
<i>Dia</i>	$\frac{6.65}{6.2-7.2}$	$\frac{7.93}{7.4-8.3}$	$\frac{7.46}{7.1-7.9}$	$\frac{8.22}{7.1-8.6}$	$\frac{8.53}{8.0-9.1}$

ЛЕСНЫЕ МЫШИ SYLVAEMUS OGNEV, 1923. Западно-палеарктическая группа видов подрода *Sylvaemus*, в последнее время чаще рассматриваемая в качестве самостоятельного рода, несмотря на широкое распространение и высокую численность, остается одной из наименее изученных в Восточной Европе. Связано это со слабо разработанной систематикой и диагностикой, что, в свою очередь, объясняется высокой географической изменчивостью и кариотипическим однообразием *Sylvaemus*. В последнее десятилетие благодаря использованию биохимических генных маркеров в качестве систематических и диагностических признаков была обоснована видовая самостоятельность и продемонстрирована генетическая дискретность трех европейских

видов – *sylvaticus*, *flavicollis*, *microps* (Csaikl et al., 1980; Gemmeke, 1980, 1983; Nascetti et al., 1979; Gebczynski et al., 1986).

Аналогичные исследования недавно были проведены нами в отношении восточно-европейских форм (Межжерин, 1987; 1990; Воронцов и др., 1989). Это позволило обосновать видовую самостоятельность и составить (на типированном материале) определительные ключи для трех упомянутых и одного нового вида – *Sylvaemus falzfeini* (Межжерин, Загороднюк, 1989). Одновременно установлено, что *sylvaticus* не встречается восточнее Украины, а все подвиды, относимые ранее к этому виду, являются в действительности географическими формами *microps* (Межжерин, Загороднюк, 1989; Межжерин, 1990). Этот результат не покажется столь уж сенсационным, если вспомнить, что при описании этого вида Kratochvil & Rosicky (1952) отметили большое сходство *microps* с лесными мышами Татарии (форма *uralensis*) и Восточного Казахстана (форма *microtis*).

Diagnostika. С использованием метода электрофореза однозначная диагностика *sylvaticus* от других *Sylvaemus* возможна по трем локусам, имеющим фиксированные видоспецифические аллели – Sod-1 (105), Me-1 (105), Ldh-B (98). *S. flavicollis* легко идентифицируется по характерному только для этого вида спектру альбуминов, состоящему из 2 фракций меньшей электрофоретической подвижности.

При изучении генетически типированных серий оказалось, что всегда существовавшая проблема диагностики пары *sylvaticus* – *flavicollis* (без горлового пятна / с пятном; лапка короче / длиннее) в действительности являлась задачей разделения 2-х сложных пар:

по пятну – “*microps* / (*sylvaticus* + *flavicollis*)”

по ступне – “(*microps* + *sylvaticus*) / *flavicollis*”. По сути мы пытались решить систему из двух уравнений с тремя неизвестными. Расширенные диагнозы трех видов *Sylvaemus* фауны Прибалтии, составленные для взрослых зверьков, выглядят следующим образом (по Kratochvil & Rosicky, 1952; Pucek, 1983; Glazaczow, 1984; Межжерин, Загороднюк, 1989):

Sylvaemus flavicollis – желтогорлая мышь. Самый крупный представитель рода с длиной тела около 120 мм, хвост немногим длиннее тела, стопа – 23–27 мм, высота уха – 16–18 мм. Брюхо чисто белое с выраженным горловым пятном, которое у старых особей имеет форму “ошейника”. Череп крупный, с выраженными гребнями, кондилобазальная длина Cbl = 25–30 мм, длина ряда верхних коренных зубов – $M^{1-3} > 4$ мм (обычно 4,2–4,3), резцовые отверстия относительно короткие и широкие, не заходят за передние края коронок M^1 , длина слуховых барабанов (LBul) не менее 5 мм.

Sylvaeetus sylvaticus — лесная мышь. Длина тела у особей этого вида не более 105 мм (обычно 95–100), хвост несколько короче тела, стопа — 19–22 мм, высота уха — 14–18 мм. Цвет брюха резко контрастирует со спиной, но по сравнению с другими видами мех на нем с черными основаниями волос, что создает достаточно серый фон. Горловое пятно хорошо выражено и имеет форму длинного и довольно широкого “галстука” (у отдельных особей отсутствует). $Cbl < 25$ мм (у senex до 25,5), $M^1 - 3$ не более 4,0 мм (обычно 3,7–3,8). Резцовые отверстия длинные (обычно более 5 мм) и достаточно широкие, пересекают линию, соединяющую передние края коронок M^1 . $LBul = 4,3-4,8$ мм.

Sylvaeetus “microps” — малая мышь. Самый мелкий представитель рода, длина тела которого не превышает, по нашим данным, 96 мм, хвост обычно короче длины тела, стопа у восточно-европейских форм до 22 мм (обычно 18–21), высота уха — до 15,5 мм. Череп небольшой и уплощенный, $Cbl < 23,5$ мм (обычно 21,0–22,5), $M^1 - 3 = 3,4-3,5$ мм (изредка достигает 3,7). Резцовые отверстия короткие и узкие (их длина не превышает 5,0 мм), заметно не достигают переднего края коронок M^1 . $LBul$ не более 4,5 мм.

Распространение. Систематическая ревизия этой группы необходимо приводит к пересмотру данных о географическом распространении отдельных видов, прежде всего пары “*microps*”-*sylvaticus*. Как отмечено выше, генетическое типирование ряда географических форм *sylvaticus sensu lato* с территории России, Украины и Северного Кавказа (*uralensis*, *tscherga*, *mosquensis*, *cis-caucasicus*, *charkovensis*) показало их идентичность с *Apodemus microps*, причем наиболее старшим из них является *uralensis* Pallas. Географическое распространение малой мыши оказалось гораздо более широким, чем это предполагалось ранее (см.: Межжерин, Загороднюк, 1989). Из восточно-европейских форм лесных мышей к собственно *sylvaticus* относится только одна — *volhynensis* Migulin.

В настоящее время точно обозначить пределы географического распространения *sylvaticus* и “*microps*” в Прибалтии невозможно. Однако анализ данных по их местонахождениям на сопредельных территориях свидетельствует о том, что оба вида этой группы (наряду с *flavicollis*) присутствуют в фауне республик Балтики. На территории Польши (Pucek, Raczynski, 1983) “*microps*” встречается только в южной ее части, а *sylvaticus* — повсеместно, в том числе и в районах, сопредельных с Литвой и Калининградской областью.

Изучение серии черепов и шкурок лесных мышей из Швеции (наиболее северный изолят, *terra typica sylvaticus* Linn.), хранящихся в ЗМ МГУ, однозначно показало их идентичность выбор-

кам, именуемым нами "*sylvaticus*", что важно с точки зрения стабилизации номенклатуры *Sylvaemus*. В Белоруссии лесная мышь немногочисленна и известна нам пока что с Ю-В Гомельской области (рис. 2). На С-В Белоруссии (Витебская обл., окрестн. Полоцка и Дриссы, ЗМ МГУ) обитает уже "*microps*". Этот же вид населяет все Нечерноземье, Центрально-лесной заповедник и Валдайскую возвышенность. На основании имеющихся данных можно предположить, что лесные мыши Эстонии и Латвии конспецифичны "*microps*" (= *uralensis*), а южнее, в Литве и Калининградской области, встречается также *sylvaticus*.



Рис. 2. Географическое распространение в Прибалтии лесных мышей группы *Sylvaemus sylvaticus* - *microps*. Прерывистой линией отмечена предполагаемая северная граница распространения группы в регионе, черными и белыми кружками - конкретные находки обоих видов. Номера пунктов соответствуют приведенным в тексте. Типовые местонахождения таксонов, установленных для данной территории, обозначены соответствующими наименованиями.

Список известных находок лесных мышей в Прибалтии и сопредельных районах Восточной Европы составлен на основании собственных сборов и переопределения музейных коллекций (см. рис. 2).

S. sylvaticus vel microps: (1) – Латвия, “Antini” (? = Юрмала) (Ursin, 1956); (2) – Кокнесе (ibid.);

S. microps: (3) – Эстония, Вырусский р-н, Вастсейлина (ЗМТУ; Эрнитс, 1990); (4) – Россия, Псковская обл., Себежский р-н, Осына (м-лы Аксеновой Т.Г. и Михайловой Е.Ю.); (5) – Новгородская обл., пос. Валдай, дер. Шуя (ЗММУ); (6) – Калининская обл., Нелидовский р-н, Центр. – лесной заповедник (м-лы Истомина А.В.); (7) – Московская обл., Черноголовка (типир. по белкам); (8) – Смоленская обл., “Ельнино” (? = Ельня) (ЗММУ); (9) – Белоруссия, Витебская обл., Дрисса (ibid.); (10) – там же, Полоцк (ibid.);

S. sylvaticus: (11) – Гомельская обл., Лоевский р-н, Абакумы (типир. по белкам, Межжерин, 1990); (12) – Украина, Киевская обл., Ю-З окраина Киева (ibid.); (13) – Житомир, terra typica *vohlyniensis* (ЗМИЗУ, ЗМКУ).

ЛИТЕРАТУРА

- Воронцов Н.Н., Межжерин С.В., Боескоров Г.Г. и др. Генетическая дифференциация видов-двойников лесных мышей (*Arodemus*) Кавказа и их диагностика // Докл. АН СССР. 1989. Т. 309, N 5. С. 1234–1238.
- Гіренко Л.Л. До екології чагарникової полівки // Збірн. праць Зоол. Муз. АН УРСР. 1952. N 25. С. 46–64.
- Истомин А.В. Особенности распространения и биологии полевой полевки на северо-востоке ареала // Вестн. зоологии. 1990. N 3. С. 61–63.
- Загороднюк И.В. Кариотип, систематическое положение и таксономический статус *Pitymys ukrainicus* // Вестн. зоологии. 1988. N 4. С. 50–55.
- Загороднюк И.В. Таксономия, распространение и морфологическая изменчивость полевки рода *Terricola* Восточной Европы // Вестн. зоологии. 1989. N 5. С. 3–14.
- Межжерин С.В. Генетическая дивергенция лесных мышей подрода *Sylvimus* // Докл. АН СССР. 1987. Т. 296, N 5. С. 1255–1258.
- Межжерин С.В. Аллозимная изменчивость и генетическая дивергенция лесных мышей подрода *Sylvaemus* Ognev et Vorobiev // Генетика. 1990. Т. 26, N 6. С. 1046–1054.
- Межжерин С.В., Загороднюк И.В. Новый вид мышей рода *Arodemus* (Muridae, Rodentia) // Вестн. зоологии. 1989. N 4. С. 55–59.

- Новиков Г.А., Петров О.В. Экология подземной полевки (*Microtus (Pitymys) subterraneus ukrainicus* Vinogr.) в лесостепных дубравах // Зоол. журн. 1953. Т. 32, вып. 1. С. 130-139.
- Тимм У. Об изменениях ареалов некоторых насекомоядных и грызунов в Эстонии // V Съезд ВТО АН СССР (Москва). М., 1990. Т. 1. С. 147-148.
- Турова-Морозова Л.Г. О распространении подземной полевки (*Pitymys subterraneus* De Sel.-Long.) в европейской части СССР // Научн. докл. высш. шк. Биол. науки. 1959. N 3. С. 73-75.
- Шварц Е.А. О распространении и биологии европейской подземной полевки на севере ареала // Бюлл. МОИП Отд. биол. 1985. Т. 90, N 3. С. 25-31.
- Эрнйтс П. Характер грудного пятна некоторых видов мышей рода *Apodemus* в Эстонии // V Съезд ВТО АН СССР (Москва). М., 1990. Т. 1. С. 116.
- Csaikl F., Engel W., Schmidtke J. On the biochemical systematics of three *Apodemus* species // Comp. Biochem. Physiol. 1980. Vol. 65, N 4. P. 438-464.
- Gebczynski M., Nielson J.T., Simonsen V. An electrophoretic comparison between three sympatric species of rodents from Jutland, Denmark // Hereditas. 1986. Vol. 104, N 1. P. 55-59.
- Gemmeke H. Proteinvariation und Taxonomie in der Gattung *Apodemus* (*Mammalia, Rodentia*) // Z. Säugetierk. 1980. Bd. 45, N 4. S. 348-365.
- Gemmeke H. Proteinvariation der Zwergmaus (*Apodemus microps* Kratochvil und Risicky, 1952) // Z. Säugetierk. 1983. Bd. 48, N 3. S. 456-461.
- Glazacsov A. Badania nad morfologią i biologią myszy zaroslowej, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus 1758) i myszy malookiej, *Apodemus microps* Kratochvil et Rosicky 1952 // Badania Fizjograf. nad Polską Zachodnią. 1984. Vol. 34 (ser. C - Zool.). P. 5-33.
- Jordan M., Kowalski K., Kubiak R., Rudek Z. Cytotaxonomic studies of the genus *Pitymys* in Poland. I // Folia Biol. (Warszawa). 1971. Vol. 19, N 4. P. 443-447.
- Kral B., Zima J. Chromosomal polymorphism in *Pitymys subterraneus* (*Microtidae, Rodentia*) // Folia Zool. (Brno). 1978. Vol. 27, N 1. P. 13-24.
- Kratochvil J., Rosicky B. B binomii a taxonomii mysi rodu *Apodemus* zijicich v Ceskoslovensku // Zool. Entomon. Listy. 1952. N 1. P. 57-70.
- Masing M., Lutsar L., Hint E. Võsa-uruihire esmasleid Eestis // Eesti Loodus. 1988. N 1. P. 47-48 + 61 (russ.) + 63 (engl.).
- Meylan A. Caryotypes et distribution de quelques *Pitymys europeus* (*Mammalia, Rodentia*) // Rcv. Suisse Zool. 1970. Vol. 77, N 3. P. 562-575.
- Nascetti G., Tisi T., Montalent G. Differenziazione biochimica e variabilità genetica in due popolazione simpatiche di *Apodemus sylvaticus* (L., 1758) e *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) (*Rodentia, Muridae*) // Atti Acad. Naz. Lincei, Rend. Cl. Sci. Fiz. Mat. Nat. 1979. Vol. 67. P. 131-136.
- Pneczek Z. (ed.). Klucz do oznaczania ssaków Polski. Warszawa: Państw. Wydawn. Nauk., 1984. 388 p.

- Pucek Z., Raczynski J. (ed.). Atlas of Polish mammals maps. Warszawa: PWN, 1983. P. 115-117.
- Sablina O.V., Zima J., Radjabli S.I. et al. New data on karyotype variation in the pine vole, *Pitymys subterraneus* (Rodentia, Arvicolidae) // Vestn. cs. Spolec. zool. (Praha). 1989. Vol. 53. P. 295-299.
- Ursin E. Geographic variations in *Apodemus sylvaticus* and *A. flavicollis* (Rodentia, Muridae) in Europe, with special reference to Danish and Latvian populations // Biol. Skr. Dan. Vid. Selsk. 1956. Vol. 8. P. 1-46.
- Wasilewski W. Angaben zur Biologie und Morphologie der Kurzohrmaus, *Pitymys subterraneus* (de Selys-Longchamps 1835) // Acta Theriol. 1960. Vol. 4, fasc. 12. P. 185-247.

DIAGNOSTICS AND DISTRIBUTIONS OF *TERRICOLA* AND *SYLVAEMUS* IN BALTIC REGION

I. Zagorodnyuk, S. Mezhzherin

Summary

Two unsufficiently studied groups of rodents from Baltic Region – pine voles (genus *Terricola* = *Pitymys* auct.) and wood mice (genus *Sylvaemus* = *Apodemus* auct.) were investigated on the basis of original data and museum collections. Only one species of *Terricola* – *T. subterraneus* was pointed out for this region. On the base of caryogeographic data obtained from the literature we can predict that baltic populations of this species belong to 54-chromosome form. *T. subterraneus* is widespread but not abundant representative of arvicolids in forest ecosystems, where it was commonly misidentified as *Microtus arvalis*. Total list of its records in the NE Europe and detailed discription of some morphological peculiarities with diagnostic value were analysed. *Sylvaemus* is represented in Baltic Region by 3 species – *flavicollis*, *sylvaticus* and *microps*, first of which is distributed all over the studied territory, while 2 other species only in S and SW parts of the region. *S. microps* is mentioned for Baltic region for the first time. Probably earlier it was mixed up with *S. sylvaticus*. Morfological disriptions of all *Sylvaemus* species and total list of localities known for two related species – *sylvaticus* and *microps* in northern part of East Europe are given.

KARIOLOGICAL STUDY OF TWO *APODEMUS* SPECIES (*RODENTIA*, *MURIDAE*) FROM THE BALTIC COUNTRIES

G. Boyeskorov*, U. Timm**,
E. Lyapunova*

Up to the present, 3 species of the genus *Apodemus* - *A. flavicollis*, *A. sylvaticus* and *A. agrarius* were noted as the members of the fauna of the Eastern Baltic region (Aul, Ling, Paaver, 1957; Ernits et al., 1986).

The use of electrophoretic techniques makes it possible to revise radically the taxonomy and distribution of wood mice (subgenus *Sylvaemus*) of Eastern Europe (Mezhzherin, 1987; Mezhzherin & Zagorodnyuk, 1989; Vorontsov et al., 1989). It was found that in some regions a species named as "*A. sylvaticus*" really is *A. microps* or a mixture of different species. The data of Ernits (1990) suggest the presence of *A. microps* in south-eastern Estonia.

Karyotypes of the representatives of the subgenus *Sylvaemus* are morphologically similar, but they differ in the content and distribution of C-heterochromatin (Engel et al., 1972; Gamperl et al., 1982) and NOR location as well (Nadjafova, 1989; Boyeskorov et al., 1990). One of these species, the Yellow-necked Mouse (*A. flavicollis*), living in the main part of Western Palaearctic, has been studied karyologically rather well. Supernumerary chromosomes were described in the individuals in Central and Southern Europe (Soldatovic et al., 1972, 1975; Wolf et al., 1972; Kral et al., 1979; Zima, 1984) as well as in Eastern Europe (Leningrad district, the USSR) (Sablina et al., 1985). Recently B-chromosomes have been described in *A. sylvaticus* also (Zima, 1984; Giagia et al., 1985).

Some types of chromosomal polymorphism were found in *A. agrarius* from different regions (Soldatovic et al., 1975; Kuliev et al., 1985; our unpublished data).

But no data on the karyology of the Wood and Field Mouse from the Eastern Baltic region were published till now.

* N.K. Koltzov's Institute of Developmental Biology, Academy of Sciences of the USSR, Moscow, USSR

** Tallinn Zoo, Estonia

Material and method

Chromosome analysis of *A. flavicollis* was carried out on 16 specimens (Fig. 1) from various parts of Estonia: Tallinn city, Habersti, Tallinn - 1♂, 1♀; the Tallinn Zoo - 1♂, 1♀; vicinity of Sõrve, Harju district, - 1♂, 1♀; Palmse, - 2♀♀, 1♂ and Loobu, both Lääne-Viru district - 1♂; Poanse - 2♀♀, Puhtu - 1♂ and Laelatu - all 3 Läänemaa district; 1♂; and from Moletu distr. of Lithuania (1♂, 1♀).

We also studied karyotypes of 9 specimens of *A. agrarius* from four parts of Estonia: territory of Zoo, Tallinn - 1♂, 1♀; Mustajärve, Lääne-Viru district - 1♂; Island of Saaremaa - 2♂♂, 2♀♀; Sõrve, Harju district - 2♀♀.

Chromosome preparations were made using a standard technique of Ford and Hamerton (1956). Chromosome bandings were carried out by the techniques of Seabright (1971) (G-bands), Sumner (1972) (C-bands) and Bloom & Goodpasture (1970) in modification of Howell & Black (1980) (AgNOR's).

Results

a. *Apodemus flavicollis*.

All the investigated yellow-necked mice, except a male from Puhtu and a female from Palmse, had standard karyotypes of 48 acrocentric chromosomes (Fig. 2, a). Specimens from Puhtu and Palmse had supernumerary chromosomes ($2n = 48 + 1B$).

G-banding patterns make it possible to identify all chromosomes of the set.

By C-banding small heterochromatic blocks in the centromeric regions of all autosomes were revealed. The X-chromosome has a large heterochromatic block in the centromeric region. In the karyotypes of individuals from Puhtu and Palmse the supernumerary chromosomes differ from others by G- and C-banding patterns (Fig. 2, b, c). B-chromosomes of both animals are small acrocentrics, having additional telomeric blocks of heterochromatin.

NORs have been found in telomeric regions of 6-8 chromosomes (Fig. 2, d).

b. *A. agrarius*.

Karyotypes of the investigated field mice consist of 48 chromosomes, including 4 pairs of small bi-armed autosomes (Fig. 3, a). X- and Y-chromosomes are both acrocentrics.

No differences between G- and C-banding patterns were found in the animals studied by us and those described before (Gampel et al., 1982; Nadjafova, 1989).

In general, NORs have been found in 6-8 chromosomes. The mice from the Island of Saaremaa have two pericentromeric NORs



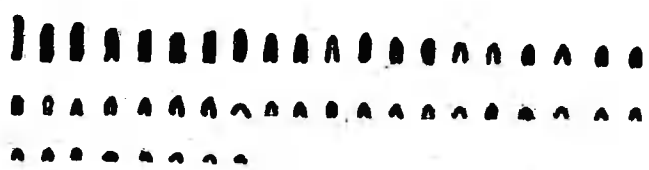
Fig. 1. Localities of wood and field mice in the Baltic countries: — *A. flavicollis*; — *A. flavicollis* with B-chromosomes; — *A. agrarius*; 1. Sõrve; 2. Habersti; 3. Tallinn Zoo; 4. Palmse; 5. Mustajärve; 6. Leisi (Island Saaremaa); 7. Poanse; 8. Laelatu; 9. Puhtu; 10. Moletai district.

and 4 telomeric ones (Fig. 3, b) while the animals from the continental part of Estonia have two extra pericentromeric NORs.

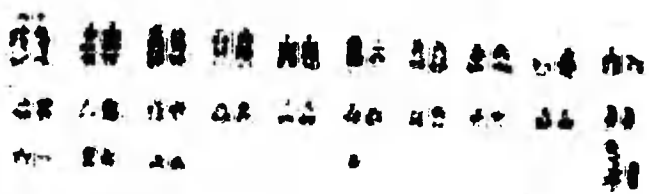
Discussion

The presence of the supernumerary chromosomes is still a mysterious phenomenon. Within mammals it is not a rare case when

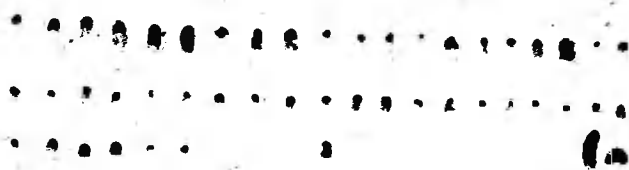
a



b



c



d

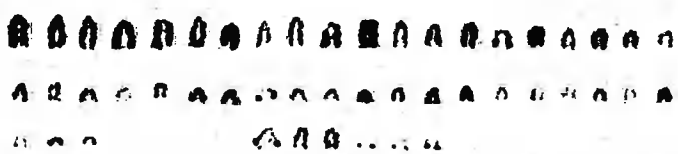


Fig. 2. Chromosomes of *A. flavicollis*: a. routine staining of the chromosomes of the male from Tallinn Habersti ($2n = 4B$); karyotype of the male from Puhtu with B-chromosome: b. G-banding; c. C-banding; d. silver-staining.

only one of closely related species has B-chromosomes. Thus, one of the main karyological differences between Far-Eastern wood mice *A. peninsulae* and *A. speciosus* is the presence of B-chromosomes in the former species only (Kobayashi & Hayata, 1971; Bekasova & Vorontsov, 1974, 1975; Vorontsov et al., 1977). The distribution of the supernumerary chromosomes in *A. peninsulae* have been studied

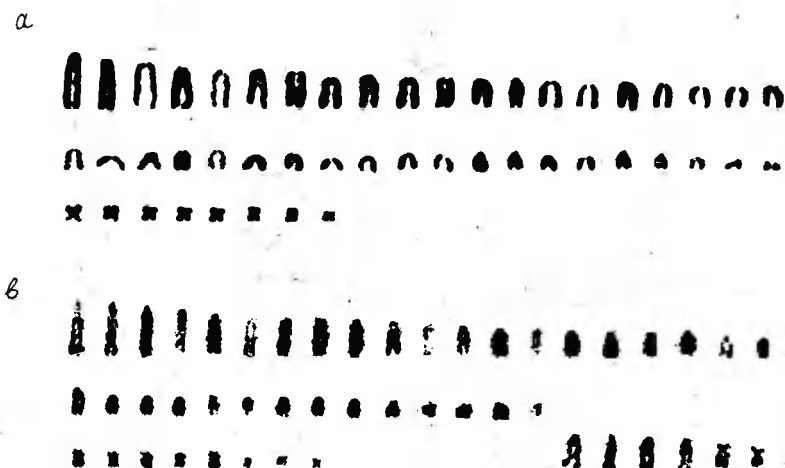


Fig. 3. Karyotype of the female *A. agrarius* from the Leisi (Island Saaremaa): a. routine staining; b. silver-standing.

rather well (Krai, 1971; Hayata et al., 1970; Bekasova, 1978; Radjabli, Borisov, 1979; Volobouev, 1979; et al.). In many geographical regions almost every specimen of this species has an unique karyotype, the diploid number ranges from 48 to 75 because of a different number of B-chromosomes (Volobouev, 1984).

As the distribution of B-chromosomes in *A. flavicollis* has not yet been studied all over its range every case of supernumerary chromosomes in this species is of interest. Our data supplement information on the distribution of the supernumerary chromosomes in the Yellow-necked Mouse in Eastern Europe.

The localization of NORs may be specific in different *Apodemus* species. On the basis of this character, in some cases it is possible to distinguish closely related species, although the number of NORs may change in each of them (Nadjafova, 1989; Bayeskorov et al., 1990). We found out some difference in the number of NORs between the field mice from different populations and in different individuals of *A. flavicollis*. We consider these differences as the cases of intraspecific polymorphism.

REFERENCES

- Aul J., Ling H., Paaver K. Eesti NSV imetajad. Tallinn, 1957. 351 lk. (in Estonian).
 Bekasova T.S. B-chromosomes and comparative karyology of the east-asiatic forest mice *Apodemus* // XIV Int. Congr. Genet. Contributed paper sessions: Abstr., P.P., Sections 1-12. Moscow, 1987. - P. 246.

- Bekasova T.S., Vorontsov N.N. Taxonomic position of Asian wood mice of the genus *Apodemus* (Rodentia) inhabiting the territory of Far East and Siberia // Abstr. First Int. Theriol. Congr., VI. Moscow, 1974. P. 52-53 (in Russian).
- Bekasova R.S., Vorontsov N.N. Populational chromosome polymorphism in asiatic forest mice *Apodemus peninsulae* // Genetika (Moscow). 1975. Vol. 11. P. 89-94 (in Russian).
- Boyeskorov G.G., Lyapunova E.A., Belyanin A.N. et al. Nucleolar Organizer Regions of wood mice's (*Apodemus s. lato.*) chromosomes as a diagnostic sign. // Evolutional genetic invest. of mammals Abstr. Conf. Vladivostok 1990. Vol. 2. P. 3-4 (in Russian).
- Engel W., Vogel W., Voiculescu I. et al. Cytogenetic and biochemical differences between *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis*, possibly responsible for the failure to interbreed // Comp. Biochem. Physiol. 1972. Vol. 44. P. 1165-1173.
- Ernits P. Peculiarity of a neck spot of some mice of the genus *Apodemus* in Estonia // Abstr. Fifth All-union Theriol. Congr. Moscow, 1990. P. 116 (in Russian).
- Ernits P., Masing M., Miljutin A., Timm U. On mammals of south-east Estonia // Eesti ulukid. Tallinn, 1986. P. 55-66 (in Estonian).
- Gamperl R., Ehmann Ch., Bachmann K. Genom size and heterochromatin variation in Rodents // Genetica. 1982. Vol. 58. P. 199-212.
- Giagia E., Soldatovic B., Savic I. and Zimonijc D. Karyotype study of the genus *Apodemus* (Kaup, 1829) populations from the Balkan peninsula // Acta veterinaria (Beograd). 1985. Vol. 35, N 5-6. P. 289-298.
- Hayata I.H., Shimba T., Kobayashi T. and Makino S. Preliminary accounts on the chromosomal polymorphism in the field mouse, *Apodemus giliacus*, a new form from Hokkaido // Proc. Japan Acad., 1970. Vol. 46. P. 567-571.
- Kobayashi T., Hayata I. Revision of the genus *Apodemus* in Hokkaido // Ann. Zool., Japon. 1971. Vol. 44. P. 236-240.
- Kral B. Chromosome characteristics of certain Murine Rodents (*Muridae*), of the Asiatic part of the USSR // Zool. Listy. 1971. Vol. 20. P. 331-347.
- Kral B., Lima J., Herzig-Straschil B. and Sterba O. Karyotypes of certain small mammals from Austria // Folia Zool. 1979. Vol. 28, N 1. P. 5-11.
- Kuliev G.N., Nadjafova R.S., Kasumova N.L. Karyotypes of house mouse, wood mouse and field mouse from Azerbaidjan // Izvestiya AN Azerb. SSR. 1986. N 4. P. 60-65 (in Russian).
- Meshzherin S.V. Genetic divergence of wood mice of subgenus *Sylvimus* // Doklady AN SSSR. 1987. Vol. 296, N 5. P. 1255-1258 (in Russian).
- Meshzherin S.V., Zagorodnyuk I.V. A new species of mice of the genus *Apodemus* (Rodentia, Muridae) // Vestnik zool. 1989. N 4. P. 55-59 (in Russian).
- Nadjafova R.S. Taxonomy and related connections of the species of the family *Muridae* of Eastern Transcaucasia (Azerbaidjan) // Synopsis of thesis. Moscow, 1989. P. 24 (in Russian).
- Radjabli S.I., Borisov Yu.M. Variants of the system of supernumerary chromosomes in the continental form of *Apodemus peninsulae* (Rodentia, Muridae) // Doklady AN SSSR. 1979. Vol. 248, N 4. P. 979-981 (in Russian).

- Sablina O.V., Radjabli S.I., Golenischev F.N. B-chromosomes in the karyotype of *Apodemus flavicollis* from the Leningrad district // Zool. Zh. 1985. Vol. 64, N 11. P. 1901–1903 (in Russian).
- Soldatovic B., Savic L., Dulic B. et al. Zur Kenntnis des Karyotypes der Gattung *Apodemus* Kaup, 1829 (*Mammalia, Rodentia*) // Arh. biol. nauka (Beograd). 1972. Bd. 24. S. 125–130.
- Soldatovic B., Savic L., Seth P. et al. Comparative karyological study of the genus *Apodemus* (kaup. 1829). Acta Veterinaria (Beograd). 1975. Vol. 25. P. 1–10.
- Volobouev V.T. Karyological analysis of 3 sibirian populations of asiatic wood mice *Apodemus peninsulae* (*Rodentia, Muridae*) // Dokl. AN SSSR. 1979. Vol. 248, N 6. P. 1258–1264 (in Russian).
- Volobouev V.T. Chromosomal polymorphism in mammals and its evolutionary significance // Chromosomes today: Proceed. Eighth Int. Chromosome Conf. London, 1984. Vol. 8. P. 351.
- Vorontsov N.N., Bekasova T.S., Kral B. et al. On specific status of Asian wood mice of the genus *Apodemus* (*Rodentia, Muridae*) from Siberia and Far East // Zool. Zh. 1977. Vol. 56. P. 437–450 (in Russian).
- Vorontsov N.N., Meshzherin S.V., Boyeskorov G.G. and Lyapunova E.A. Genetic differentiation of sibling-species of wood mice (*Apodemus*) from Caucasus and their diagnostics // Doklady AN SSSR. 1989. Vol. 309, N 5. P. 1234–1238 (in Russian).
- Wolf U., Viculescu L., Zenses M. et al. Chromosome polymorphism in *Apodemus flavicollis*, possibly due to creation of a new centromere: Modern aspects: Constitutive heterochromatin in man. Stuttgart – New York: F.K. Schattauer, 1972. P. 163–168.
- Zima J. Chromosomes of certain small mammals from southern Bohemia and the Sumava Mts // Folia Zool. Brno. 1984. Vol. 33. P. 133–141.

К КАРИОЛОГИИ ДВУХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РОДА *APODEMUS* В ПРИБАЛТИКЕ (*RODENTIA, MURIDAE*)

Г.Г. Боескоров, У. Тимм, Е.А. Ляпунова

Резюме

Карриологически изучено 16 особей *A. flavicollis* из Эстонии и Литвы и 9 особей *A. agrarius* из Эстонии. Сделана дифференциальная окраска хромосом. Среди желтогорлых мышей обнаружены две особи с В-хромосомами ($2n = 49$). Выявлены случаи внутривидового полиморфизма по количеству ЯОР у *A. flavicollis* и *A. agrarius*.

К ИССЛЕДОВАНИЮ МОРФОТИПИЧЕСКОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ КОРЕННЫХ ЗУБОВ РЫЖЕЙ ПОЛЕВКИ (*CLETHRIONOMYS GLAREOLUS* SHREB.)

Ю.В. Плахотникова,

Т.Г. Аксенова, А.С. Карпов

Ленинградский государственный университет
Институт цитологии АН СССР

Качественные и количественные характеристики формы жевательной поверхности моляров часто рассматриваются как фенотипические признаки в палеонтологии и систематике полевок, а также при исследовании внутривидовой изменчивости (Малеева, 1976; Ларина и др., 1978; Круковер, 1989; Nadachowski 1984, и др.). Общепринятые системы классификации формы зуба включают количество входящих и выступающих углов, число замкнутых пространств на поверхности зуба и некоторые другие признаки (Голикова, Еремина, 1974; Васильева, 1978 и др.).

В настоящее время основным методом количественной характеристики формы жевательной поверхности являются угловые и линейные промеры, сделанные по рисункам или при помощи бинокулярного микрометра. Данная процедура предполагает произвольное расчленение контура зуба, что приводит к субъективизации систем классификации формы зубной поверхности. Кроме того, трудоемкость метода ограничивает количество показателей, доступных для измерений, и определяет преимущественное использование линейных параметров.

Для изучения количественных характеристик формы жевательной поверхности зубов представляется перспективным использование методов автоматической обработки изображений.

Целью данной работы является разработка методики объективной оценки формы жевательной поверхности зубов полевок с помощью компьютерного анализатора изображений, изучение связей между метрическими и неметрическими признаками, а также их возрастной изменчивости.

Материал и методики

В работе были использованы коллекции черепов из одной популяции рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Shreb.), собранные за период 1987–1989 гг. Возраст животных определяли по методике Тупиковой и др. (1970). Исследовали жевательную поверхность зубов верхней челюсти (m^1 , m^2 , m^3). Фены и признаки, используемые при выделении фенотипов, определяли по описаниям, приведенным в соответствующих работах (Еремина, 1974; Большаков, 1980; Окулова, Хелевина, 1988). Производили измерение длины, ширины, площади и периметра зуба.

Конфигурацию жевательной поверхности каждого зуба фотографировали на микроскопе Ergoval (фирма Zeiss) с объективом 3,2^x фотонасадкой МФН-12 с фотоокуляром 10^x. Для масштабирования объекта использовали объект-микрометр. При печати с негатива изображение увеличивали приблизительно в 3 раза. Контур зуба на фотоснимке выделяли черным цветом. Подготовленные фотографии обрабатывали на системе анализа изображений Magiscan-2A (фирмы Joyce Loebel, England) при помощи стандартного пакета MENU. Встроенные процедуры пакета MENU обеспечивали автоматическое измерение площади, периметра, а также длины и ширины фигуры. Относительная ошибка измерений не превышала 0,2 %. Кроме того, на каждом изображении измеряли толщину эмалевого слоя в фиксированном месте. Обработку результатов проводили при помощи статистического пакета "Statgraphics" фирмы Statistical Graphics Corporation на ПЭВМ типа IBM.

Результаты и обсуждение

Методами многомерной статистики исследовали изменчивость формы зуба по следующим признакам: метрическим – длина, ширина, площадь, периметр, толщина эмали, и неметрическим – фен "чайка" (только для m^3) и фен "зигзаг"¹, количество замкнутых островков дентина, число входящих углов с внутренней и наружной сторон (только для m^3)². Данные обрабатывали методом главных компонент. Анализ проводили отдельно для каждого из трех моляров.

В пространстве трех главных компонент, на которые приходится основная доля варьирования признаков (табл. 1), не

¹ Эти два фена были выделены в работе Окуловой, Хелевиной (1988).

² Последние три признака широко используются для выделения морфотипов жевательной поверхности зуба (Большаков, 1980; Еремина, 1974).

удалось разделить субвыборки, представляющие самцов и самок и правую и левую стороны челюсти (рис. 1, 2).

Таблица 1

Доля варьирования, приходящаяся на первые три компонента в компонентном анализе признаков M^1 , M^2 , M^3

Номер компоненты	M^1	M^2	M^3
1	67,872 %	57,164 %	50,850 %
11	10,514 %	12,153 %	13,741 %
111	9,686 %	9,299 %	9,966 %
Итого:	88,072 %	78,616 %	74,557 %

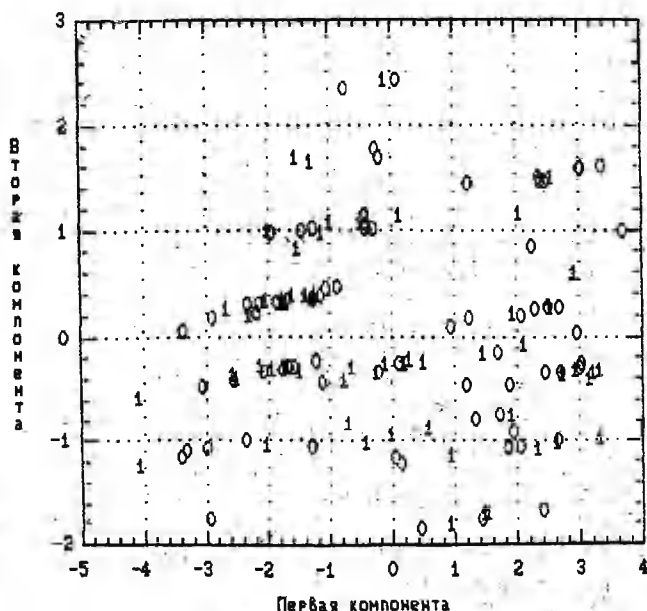


Рис. 1. Распределение моляров самцов и самок в осях двух главных компонент.

Для того чтобы оценить характер расположения точек, соответствующих молярам самцов и самок, а также правой и левой сторон челюсти в пространстве трех главных компонент, исследовали характер распределения этих точек отдельно по каждой

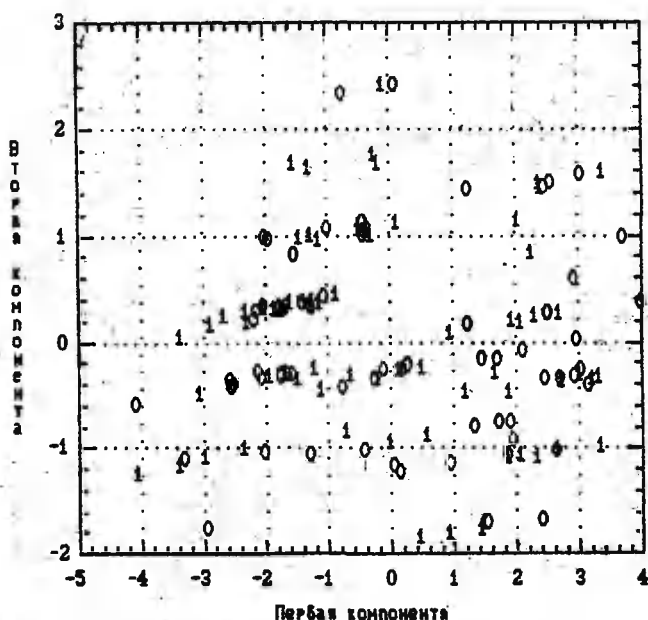


Рис. 2. Распределение правых и левых моляров в осях двух главных компонент.

Таблица 2

Результаты проверки случайности распределения правых и левых моляров по осям трех главных компонент (критерий серий). Числа в таблице указывают доверительную вероятность отличия эмпирического ряда от случайной двоичной последовательности

	M^1	M^2	M^3
1-ая компонента	0,84	0,50	0,45
2-ая компонента	0,32	0,87	0,73
3-я компонента	0,32	0,27	0,33

оси. Гипотезу о случайности чередования двух альтернатив по оси (H_0) проверяли при помощи критерия серий для двоичного ряда (табл. 2, 3). Во всех случаях доверительная вероятность отличия эмпирического распределения от случайного не превышала 95 %, что не позволяло отвергнуть H_0 . Поэтому в дальнейшем правые и левые моляры и моляры самцов и самок рассматривали как выборки из одной генеральной совокупности.

Таблица 3

Результаты проверки случайности распределения моляров самцов и самок по осям трех главных компонент (критерий серий). Числа в таблице указывают доверительную вероятность отличия эмпирического ряда от случайной двоичной последовательности

	M ¹	M ²	M ³
1-ая компонента	0,66	0,04	0,15
2-ая компонента	0,05	0,17	0,78
3-я компонента	0,80	0,45	0,78

Для изучения структуры связей между признаками, характеризующими форму жевательной поверхности зубов, был проведен корреляционный анализ. Исследовали связи между следующими признаками: возраст животного (*age*), пол (*sex*), правая или левая сторона челюсти (*side*), площадь (*ar*), длина (*len*), ширина (*bre*) и периметр зуба (*per*), толщина эмалевого слоя (*e*), число островков дентина (*nl*), фен "зигзаг" (*z*), фен "чайка" (*bi*) — для M² и M³, число входящих углов с внутренней (*ina*) и наружной сторон (*exa*) — для M³. В выборку было включено по 140 экземпляров M¹, M² и M³. На рисунке 3 представлены корреляционные плеяды признаков для трех моляров.

Наиболее сильные связи (коэффициент корреляции больше +8) наблюдались между возрастом и метрическими характеристиками зубной поверхности. Возрастные изменения представлены на графиках зависимости средних значений метрических признаков (площади и периметра) от возраста (рис. 4, 5). Аналогичные графики были получены для всех метрических признаков трех верхних моляров.

Положительные связи
между признаками

Отрицательные связи
между признаками

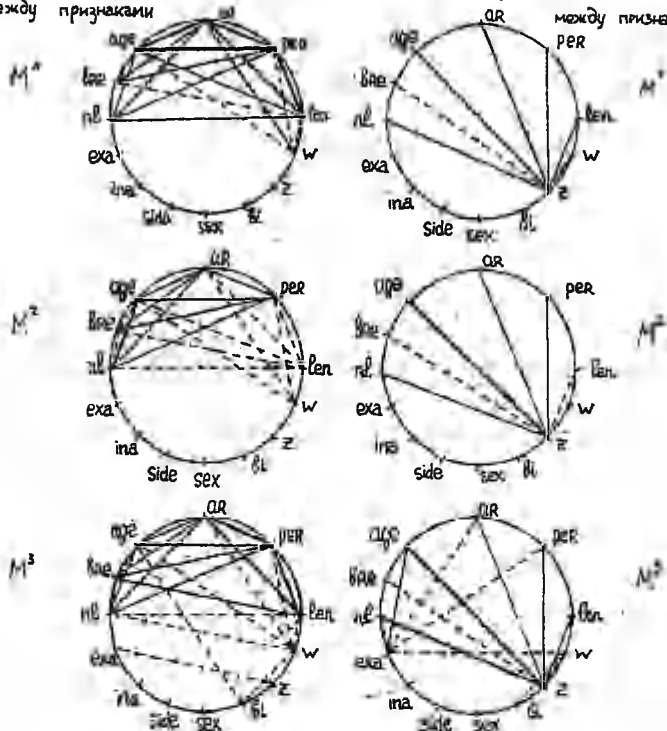


Рис. 3. Корреляционные плеяды признаков для трех верхних моляров.

Условные обозначения к рис. 3:

ar – площадь зубной поверхности, *per* – периметр зубной поверхности, *brg* – ширина, *len* – длина, *w* – толщина эмали, *nl* – число замкнутых пространств (островки дентина), *exa* – число входящих углов с наружной стороны зуба, *ina* – число входящих углов с внутренней стороны зуба,

— — — зигзаг
bi – фен *“би-а”*

(Окулова, Хелесина, 1988)

age – возраст (мес.), *sex* – пол, *side* – сторона челюсти.

Коэффициенты корреляции:

— — $R > 0.8$

- - - $R \geq 0.6$

... $R > 0.4$.

Эти данные позволяют предполагать, что изменение формы зуба, характеризующееся увеличением площади и периметра, продолжается после наступления половозрелости и прекращается только к восьмому-девятому месяцу жизни. Изменение формы может являться причиной различной встречаемости морфотипов в разных возрастных группах. По мере роста происходит замыкание эмалевых петель, что приводит к увеличению числа дентиновых полей на поверхности зуба (корреляция с возрастом для M^3 — 0,76); контур зуба становится более округлым, признаки, характерные для фена "зигзаг", исчезают, часто появляется выемка на верхней части M^3 , характерная для фена "чайка" (корреляция с возрастом — 0,36). Кроме того, у старых животных реже встречаются зубы с тремя входящими углами на наружной стороне (коэффициент корреляции с возрастом — -0,63). Ранее на подобные факты указывали в своих работах Разоренова (1952), Зейда (Zejda, 1960) и Матвейчук (1988).

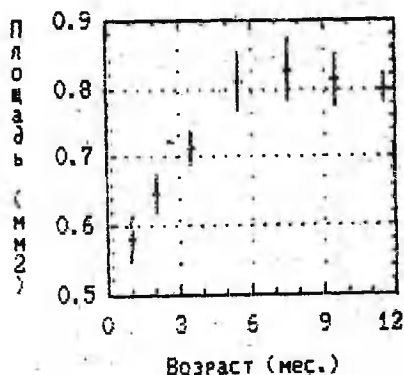


Рис. 4. Средняя площадь M^3 в различных возрастных группах (с 95 % доверительным интервалом).

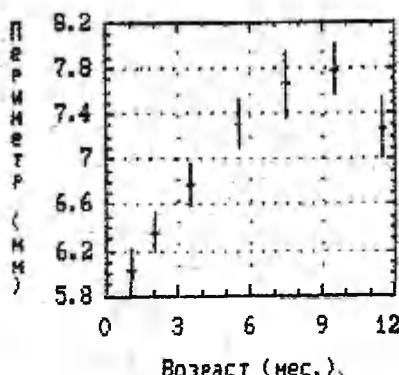


Рис. 5. Средний периметр M^3 в различных возрастных группах (с 95 % доверительным интервалом).

Кроме корреляционной плеяды, связанной с возрастом, а также плеяды, образованной длиной, площадью и периметром зуба, других структур признаков обнаружено не было.

Выводы

1. При изучении набора количественных и качественных признаков, характеризующих форму жевательной поверхности моляров с использованием анализатора изображений не выявлено асимметрии, а также различий между молярами самцов и самок по исследованным признакам.

2. Четкая положительная связь наблюдается между возрастом, площадью, периметром и длиной зуба, что свидетельствует о продолжении роста в течение постнатального периода развития.

3. Достоверную корреляцию с возрастом обнаруживает признак количества входящих углов для M^3 . Фены, основанные на количестве дентиновых полей и фен "зигзаг" (Окулова, Хелевина, 1988) также проявляют сильную связь с возрастом. Поэтому при выделении морфотипов необходимо учитывать возрастную изменчивость формы зуба.

ЛИТЕРАТУРА

- Большаков В.Н., Васильева И.В., Малеева А.Г. Морфотипическая изменчивость зубов полевок. М.: Наука, 1980. 140 с.
- Васильева И.В. Изучение изменчивости рисунка жевательной поверхности M^3 у некоторых представителей р. *Microtus* Schrank при гибридизации // Физиологическая и популяционная экология животных. Саратов, 1978. Вып. 5(7). С. 96-101.
- Голикова В.Л., Еремкина И.В. Изменчивость строения черепных отверстий и жевательной поверхности коренных зубов у рыжей полевки // Физиологическая и популяционная экология животных. Саратов, 1974. Вып. 2(4). С. 50-58.
- Еремкина И.В. География и эволюция фенотипа рисунка жевательной поверхности коренных зубов некоторых представителей п/сем. *Microtinae*. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 1974. 27 с.
- Круковер А.А. Строение и морфотипическая изменчивость жевательной поверхности зубов некорнезубных полевок // Препр. АН СССР, СО, Ин-т геол. и геофиз. 1989. N 12. С. 1-37.
- Ларина Н.И. и др. Фенетический анализ структуры населения грызунов на площадках мечения // Физиологическая и популяционная экология животных. Саратов, 1978. Вып. 5(7). С. 101-104.
- Малеева А.Г. Об изменчивости зубов у полевок (*Microtinae*) // Тр. ЗИН АН СССР. 1976. Т. 66. С. 48-57.
- Матвейчук С.А. Морфотипическая изменчивость зубов красной полевки в островных популяциях Байкала // Проблемы экологии Прибайкалья: Тез. докл. к III Всесоюз. науч. конф. Иркутск, 1988. С. 98.
- Окулова Н.М., Хелевина С.А. Изменчивость жевательной поверхности M^3 у лесных полевок // Грызуны. Свердловск, 1988. Т. 1. С. 37-38.
- Разоренова А.П. Возрастная изменчивость рыжих полевок // Бюлл. МОИП. 1952. Т. 57, вып. 5. С. 23-28.
- Туникова Н.В., Сидорова Г.А., Коновалова Э.А. Определение возраста лесных полевок // Фауна и экология грызунов. 1970. Вып. 9. С. 160-167.
- Nadachowski A. Taxonomic value of anteroconid measurements of M_1 in common and field voles // Acta Theriol. 1984. Vol. 29. N 10. P. 123-127.
- Zejda J. The influence of age on the formation of the third upper molar in the bank vole // Zool. lysty, 1960. Vol. 9(23). N 2. P. 159-166.

**CONTRIBUTION TO INVESTIGATION OF MORPHOTYPIC
VARIABILITY OF CHEEKTEETH OF THE BANK VOLE
(*CLETHRIONOMYS GLAREOLUS* SCHREB.)**

J. Plakhotnikova , T. Aksenova , A. Karpov

Summary

The method used is based on the analysis of metric characters such as surface, perimeter, length and breadth and is proposed for the description of the teeth chewing surface shape of the voles (*Microtinae, Rodentia*).

70 skulls of *Clethrionomys glareolus* (Shreb.) from the single population were investigated. The analysis of the complex of metric and non-metric characters revealed no differences between the teeth both of the left and the right sides of the upper jaws and between that of males and females.

Growing of the teeth and changes in their shape last after maturation. Morphotypes of the chewing surface must be defined very attentively.

РАСПРОСТРАНЕНИЕ И ЧИСЛЕННОСТЬ СЕРЫХ ПОЛЕВОК В ПРЕОБРАЗОВАННОМ ЛАНДШАФТЕ ЛИТВЫ

Р. Мажейките

Институт экологии Академии наук
Литвы, Вильнюс

Основным фактором, характеризующим структуру агроландшафта и его динамику, является соотношение лесов и сельскохозяйственных угодий (посевов, лугов и пастбищ). По имеющимся данным, в конце 80-ых годов в общем балансе землепользования леса составляли 29,9, а сельхозугодья – 52,7 %. 55 % территории сельскохозяйственного назначения было осушено и окультурено. За последние три десятилетия проводимые мероприятия формировали качественно новую структуру земельных угодий. Ценнейшим компонентом является растительность, особенно площади, поросшие долголетней естественной и культурной растительностью. Долголетняя растительность – необходимый компонент, поддерживающий равновесие в освоенном ландшафте и включающий в себя леса, кустарники, болота и естественные лугостой (сенокосы, пастбища, залежи). Изменение внутренней структуры площадей, покрытых долголетней растительностью, по республике привело к значительному уменьшению площадей естественной луговой растительности – с 19,6 в 1950 г. до 6,5 % в 1980 г., т.е. за 30 лет уменьшилось в 3 раза. Согласно данным Милиус (1987), в районах глинистых равнин площадь, занятая естественной луговой растительностью, в период 1956–1980 гг. уменьшилась с 16,8 % всей территории до 5,9 (в 2,8 раза), в районах песчаных равнин – с 7,8 до 3,1 % (в 2,5 раза), а на холмисто-моренных возвышенностях – с 22,6 до 6,6 % (в 3,4 раза). Уже в 80-ые годы в общем балансе травяных угодий (более 1,5 млн. га или 45 % сельскохозяйственных угодий) на культурные пастбища приходилось 46, на естественные сенокосы – 21 и на используемые площади многолетних трав – 33 % (Онайтис, 1987). В будущем, при окультуривании оставшихся естественных лугов и части болот, было намечено общую площадь, занятую под травами, сократить, а площади культурных пастбищ и сенокосов на лугах расширить соответственно до 47

и 23 %. Таким образом, вследствие образования культурных лугопастбищных площадей исчезли естественные, в экологическом отношении очень ценные, мелкоструктурные элементы ландшафта.

Антропогенизация ландшафта ощутимо меняет экологические условия обитания диких видов животных, в том числе и серых полевок, распространение и численность которых связаны с наличием экологических ниш, как естественных, так и культурных, и с мозаичностью ландшафтов.

Целью данного сообщения было показать настоящее состояние распространения и численности трех видов серых полевок в преобразованном ландшафте Литвы. Для этой цели использованы имеющиеся опубликованные или частично опубликованные материалы исследований за период 1959–1990 гг.

Распространение и численность. Группа серых полевок на территории Литвы представлена тремя видами – обыкновенной (*Microtus agvalis* Pall.), пашенной *M. agrestis* L.) и экомкой (*M. oeconomus* Pall.). Неясным остается статус пребывания восточно-европейской (*M. rossiaemeridionalis* Ognev) и подземной *M. subterraneus* Selys-Longchamps) полевок, обитающих на территориях соседних республик.

Обыкновенная полевка. Это наиболее изученный вид среди серых полевок в Литве. По данным Ликявичене (1959), в 50–60-ых годах она встречалась на всей территории Литвы, но ее численность в трех физико-географических районах Литвы различалась: наибольшая наблюдалась на плодородных почвах ландшафта глинистых равнин в средней Литве, средняя – в западной части Литвы и на Прибалтийском побережье и наименьшая – на песчаных почвах в юго-восточной части республики (рис. 1). В мелкоструктурном ландшафте того времени численность обыкновенной полевки среди других видов мелких млекопитающих составляла 82,6–100 %. Наиболее многочисленной она была осенью в полях двухлетнего клевера (до 146 индивидов на 100 лов./сут), менее – летом в полях зерновых культур (до 56 индивидов) и наименьшей – в полях овощных культур (от 5,6 до 15,3 индивида). Ликявичене (1962) отмечает, что распространение и численность обыкновенной полевки на менее плодородных почвах западной и юго-восточной Литвы зависели от мозаичности ландшафта, т.е. от присутствия многочисленных естественных лугов, болотист, залежей и т.д.

Как уже отмечалось, в 60–80-ые годы проводимые мероприятия сформировали качественно новую структуру земельных угодий, а в девятом десятилетии способствовали образованию новых агроценозов и увеличению площадей монокультур. Увеличение площадей, занятых травяными угодьями, создало благо-

пользуемых агроценозах – культурных пастбищах Среднелитовской низменности, выявили 3–4-летний цикл численности обыкновенной полевки с выраженными фазами пика, спада, депрессии, массового размножения и нарастания численности, различающимися по темпу роста численности полевых (рис. 2).

Закономерно темпы роста численности популяции полевых в период размножения были выше до августа, чем с августа по октябрь. Была установлена четкая ежегодная сезонная динамика численности полевых на пастбищах. Максимальная численность полевых отмечается осенью, кроме годов пика, когда максимальная численность наблюдается в августе (Мажейките, 1990). По всей вероятности, в годы пика численности полевых на поливных и неполивных культурных пастбищах достигается верхний предел численности: в августе 1982 г. численность полевых у изгородей вокруг пастбищ составляла соответственно 108–143 и 93–105, а внутри загонов – 69–86 и 60–72 индивида на 100 лов./сут. На естественных лугах их численность невелика – до 6 индивидов, за исключением пойменных лугов, где поздним летом она составляет до 68 индивидов на 100 лов./сут.

В юго-восточной части Литвы численность обыкновенной полевки на культурных пастбищах и естественных лугах невелика и составляет соответственно 0,92–1,2 и 4,0–4,22 индивида на 100 лов./сут. Среди других видов мелких млекопитающих, обитающих на указанных выше биотопах, она является или доминантом или субдоминантом и составляет: в восточной Литве от 22,2 до 76,5 %, а в южной – от 44,4 до 100 % (Мажейките, 1990).

Довольно часто обыкновенная полевка встречается и в полях зерновых культур, но по сравнению с данными 60-х годов ее численность в настоящее время уменьшилась. Так, в средней Литве, где сейчас преобладают большие поля зерновых культур, летом обыкновенная полевка составляет от 29,8 до 45 % всех здесь обитающих зверьков и является или доминантом или субдоминантом. Ее численность здесь невелика – от 1,02 до 1,73 индивида на 100 лов./сут. В южной части Литвы в полях зерновых культур с подсевом из клевера она составляет около 6 % всех зверьков и малочисленна (в среднем 0,46 индивида на 100 лов./сут.), а в восточной части – от 16,7 до 95,1 % и более многочисленна (от 3,37 до 16,0, в среднем – 9,16 индивидов). Обыкновенная полевка изредка отлавливается в травянистых лесосеках, на опушках смешанных лесов, на болотах верхового и низинного типов, где также малочисленна (в среднем от 0,3 до 2,2 индивида на 100 лов./сут.).

Пашенная полевка. О распространении и численности этого вида на территории Литвы имеются некоторые отрывочные данные.

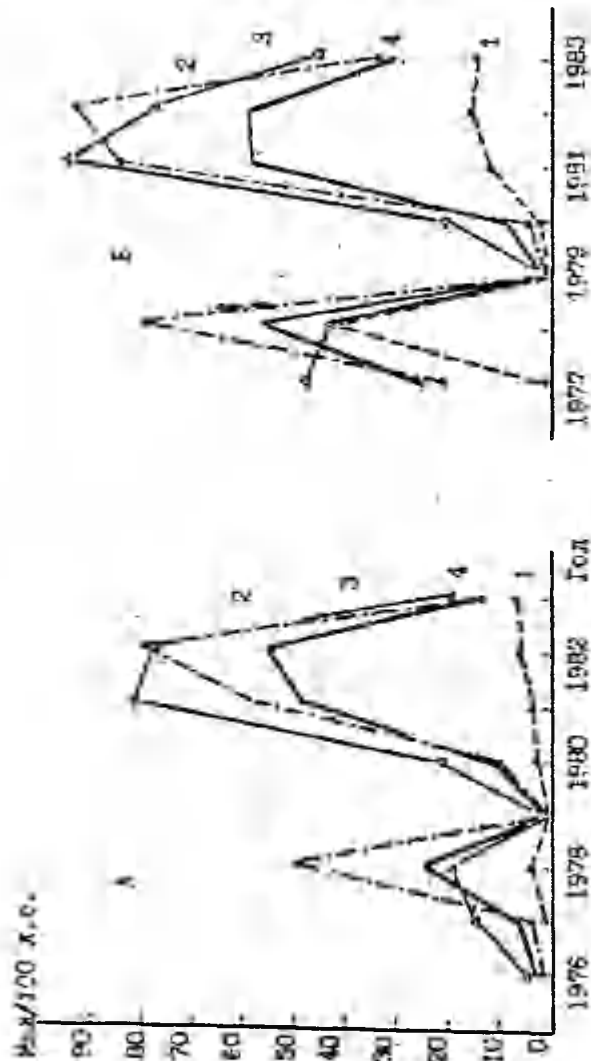


Рис. 3. Средний в многолетних динамике численность обильнейшей популяции на земляниках (А) и помидорах (Б) культурных и дикорастущих. Летки: 1 - веснянка, 2 - пяденица, 3 - осы, 4 - мушкетеры.

В 50–60-ых годах в мелкоструктурном ландшафте Литвы Ликвичене (1959) пашенную полевку отлавливала на влажных лугах рек Минин, Пивесы, в старице реки Меркис, в камышовых зарослях у Княупского залива Куршю марес, на влажных лугах у торфянных ям (Плунгяйский, Паневежский, Варенский, Шилутский и Вилкавишский районы). В последующем, в 1961–1962 и 1973–1984 гг., она была отловлена в разреженных травянистых древостоях, на болотах верхового и низинного типов заповедников Жувинтас и Чяпкяляй (Алитусский и Варенский р-оны), в луговых сообществах и разреженных травянистых древостоях заказников Жагарес мишкас, Гирулай, на островах оз. Кретуонас, в Национальном парке, в окрестностях оз. Обелия и в регионе Игналинской АЭ (Йонишский, Клайпедский, Швенчионский, Игналинский, Алитусский и Зарасайский р-оны) (Прусайте и др., 1968; Мальджюнайте, Прусайте, 1976; Мажейките, Мальджюнайте, 1983; Мажейките, 1986, 1990; Baleišis ir kt., 1981; Maldžiūnaite, 1980). В последнее время, в 1985–1989 гг., пашенная полевка нами была отловлена на лугах, в экотоне и в болотищах Молетского, Йонавского, Тракайского и Шяуляйского районов (рис. 1).

Как видно из рис. 1, пашенная полевка встречается на всей территории Литвы, и ее распространение связано с наличием экологических ниш и мозаичностью ландшафтов. Чаще всего она отлавливалась в ландшафте холмисто-моренных возвышенностей в юго-восточной Литве. В основном пашенная полевка малочисленна (0,3–3,0 индивида на 100 лов./сут.) и составляет от 2,4 до 17,6 % всех пойманных зверьков (в редких случаях до 21–42,8 %). В некоторых местах низинного и верхового болота заповедника Жувинтас численность полевки была выше и достигала 4,4–6,5 индивида. Также отмечены случаи их большей численности на мелких болотищах и отрастающих лесосеках с высокой и густой растительностью в Молетском районе (соответственно до 8,47 и 12,0 индивидов на 100 лов./сут.). Изредка пашенная полевка встречается в полях зерновых культур (до 3,2 %) и в смешанных или хвойных травянистых лесах (до 0,3–1,5 %), где она малочисленна. Таким образом, пашенная полевка предпочитает влажные места с высокой луговой растительностью и более часта в болотах разного типа, которые для нее являются исходным типом местообитаний, а залежи, опушки, лесосеки и вторичные травянистые леса – вторичными. Она в сообществах мелких млекопитающих чаще всего занимает 3–5 место в ряду доминирования и только в исходных местообитаниях, влажных болотищах – 1–2 место, что возможно связано с динамикой численности. Авторы, исследовавшие многолетнюю динамику численности, отмечают 3–4-, 5- летний цикл (Максимов, Ермаков,

1985; Wendland, 1981; Krebs et al. цит. по Erlinge, 1987).

Полевка – экономка. Данных о распространении и численности этого вида на территории Литвы очень мало.

Ликявичене (1959), исследуя мышевидных грызунов Литвы, впервые полевку-экономку отловила летом 1948 г. в заливаемых лугах и старицах в низовье реки Нямунас (Шилутский р-он), где она была многочисленна и составляла 23,1 индивида на 100 лов./сут., а летом 1953 г., там же, она была малочисленна (цифровые данные отсутствуют). Второе местонахождение полевки-экономки отмечено в 1961–1962 гг. на сплавинах и в тростниковых зарослях заповедника Жувинтас, где ее численность составляла от 1,1 до 2,6 индивида на 100 лов./сут. (Прусайте и др., 1968). Ликявичене считала этот вид редким в фауне млекопитающих Литвы.

В последующем, в 1973–1989 гг., полевка-экономка была отловлена только во верховом осоковом болоте и в мокром травяным ольшанике заповедника Чяпкялай, в болотах низинного и переходного типов в заповеднике Жувинтас, в приозерных заливаемых лугах оз. Обелия, в низинном болоте Обелу Рагас у оз. Жейменис и в болотище недалеко от г. Шяуляй (рис. 1) (Мажейките, Мальджюнайте, 1983; Мажейките, 1986, 1990; Бальчаускас, 1989; усное сообщение Аушры, 1990).

Приведенные данные показывают, что полевка-экономка на территории Литвы распространена спорадично и встречается только там, где остались свойственные ей экологические ниши – болотища, болота и заливаемые приозерные и приречные луга. В основном численность ее невелика – от 0,4 до 2,8 индивида, и только в более благоприятных местообитаниях (болотах) численность полевки достигает 4,0 индивида на 100 лов./сут. В сообществах мелких млекопитающих полевка-экономка составляет 0,8–22,2 %, а в типичных местообитаниях до 80 %. В ряду доминирования чаще всего занимает 3–5 место.

Выводы

1. Из трех видов серых полевок, обитающих в Литве, обыкновенная полевка встречается как в естественных, так и в культурных травостоях, а пашенная полевка и полевка-экономка – только в естественных. По соседству чаще всего обитают пашенная полевка и полевка-экономка или обыкновенная полевка и пашенная полевка, т.е. влажные и заболоченные осоковые луга предпочитает полевка-экономка, влажные с высокой растительностью – пашенная полевка, а с более низкой растительностью – обыкновенная полевка.

2. Преобразование ландшафта в культурный способствовало распространению обыкновенной полевки на территории Литвы и

пашенной полевки и полевки-экономки. Пашенная полевка, будучи более пластичным видом, успешно адаптировалась во вторичных местообитаниях, тогда как полевка-экономка, тяготеющая к более увлажненным местообитаниям, стала редкой и очутилась на грани исчезновения из списка фауны Литвы.

ЛИТЕРАТУРА

- Baleišis R., Blinys P., Grnodiš S. ir kt. Žinduoliai // Lietuvos TSR Nacionalinis parkas. Vilnius, 1981. P. 89–93.
- Erlinge S. Predation and noncyclicality in a microtine population in southern Sweden // Oikos. 1987. Vol. 50, N 3. P. 347–352.
- Likevičienė N. Lietuvos TSR peliniai graužikai: biol. m. kand. dis. Kaunas, 1959.
- Likevičienė N. Paprastojo pelėno (*Microtus arvalis* Pall.) biologija Lietuvos TSR salygomis // Lietuvos TSR MA darbai. Serija C. 1962. T. I. P. 197–210.
- Maldžiūnaitė S. Žagarės draustinio smulkieji žinduoliai // Žagarės miškas. Vilnius, 1980. P. 48–51.
- Wendland V. Cyclic population changes in three mouse species in the same woodland // Oecologia. 1981. Vol. 48, N 1. P. 7–12.
- Бальчяускас Л. Мелкие млекопитающие // Базовое состояние зооценозов в ландшафтах региона Игналинской атомной электростанции. Вильнюс, 1989. С. 148–161.
- Мажейките Р.Б., Мальджюнайте С.А. Видовой состав, биотопическое распределение и численность мелких млекопитающих заповедника “Чяпкяляй” // Грызуны. Материалы VI Всесоюзного совещания. Ленинград, 1983. С. 413–415.
- Мажейките Р.Б. Биотопическое распределение и численность мышевидных грызунов и насекомоядных в заповеднике Жувинтас // Четвертый съезд Всесоюзного териологического общества. Москва, 1986. Т. I. С. 276.
- Мажейките Р. Динамика численности *Microtus arvalis* Pall. на недождеваемых культурных пастбищах Среднелитовской низменности // Ekologija. 1990. N 1. P. 34–43.
- Мажейките Р. Характеристика сообществ мелких млекопитающих в ландшафтах холмисто-моренной возвышенности и глинистой равнины // Млекопитающие в культурном ландшафте Литвы. Вильнюс, 1990. С. 90–105.
- Максимов А.А., Ермаков Л.Н. Циклические процессы в сообществах животных. Новосибирск, 1985. С. 234.
- Мальджюнайте С.А., Прусайте Я.А. Экология изолированной островной популяции рыжей полевки (I. Межвидовые отношения обитающих на острове мелких млекопитающих) // Труды АН Лит. ССР. Серия В. 1976. Т. 3(75). С. 177–185.

- Мальджюнайте С.А., Мажейките Р.Б., Груодис С.П. Мелкие млекопитающие на культурных пастбищах Средней Литвы (I. Видовой состав мелких млекопитающих на недождеваемых культурных пастбищах) // Труды АН Лит. ССР. Серия В. 1981. Т. 4. С. 71-78.
- Милюс И. Современная структура земельных угодий в агроландшафте // Экологическая оптимизация агроландшафта. Вильнюс, 1987. С. 22-26.
- Онайтис А. Агротехнические мероприятия // Там же. С. 173-181.
- Прусайте Я., Мальджюнайте С., Ликявичене Н. Млекопитающие (*Mammalia*) заповедника Жувинтас // Заповедник Жувинтас. Вильнюс, 1968. С. 377-387.

DISTRIBUTION AND NUMBERS OF *MICROTUS* IN THE TRANSFORMED LANDSCAPE OF LITHUANIA

R. Mažeikytė

Summary

Recently remarkable changes have taken place in land-use in Lithuania. The main factor characterizing the structure of agrolandscape and its dynamics is considered to be the ratio of forests and agricultural land (arable land, meadows, pastures). The perennial vegetation remains to be the most valuable component of the latter from the viewpoint of wild fauna.

During 1950-1980 the structure of area covered by perennials has drastically changed: area of seminatural habitats decreased three times and the area fields of monocultures increased. This has markedly changed the ecological conditions of animals habitats including *Microtus*.

From all the three species of *Microtus* inhabiting the territory of Lithuania, *M. arvalis* inhabits seminatural and cultivated herbages, but *M. agrestis* and *M. oeconomus* dwell only in habitats with seminatural vegetation. *M. agrestis* and *M. oeconomus* or *M. arvalis* with *M. agrestis* most often cohabit in the same place.

Intensive cultivation favoured the distribution and increase of numbers of *M. arvalis* in the territory of Lithuania, especially in the

intensively used irrigated pastures cultivated on the fertile soils of Middle Lithuania.

The destruction of natural small-structured elements of landscape led to the limitation of initial habitats of *M. oeconomus* and *M. agrestis*. *M. agrestis* being a more plastic species successfully adapted to secondary habitat, whereas *M. oeconomus* striving for more damp habitats has become rare and is on the verge of extinction from Lithuania fauna.

СВЯЗЬ ТЕРРИТОРИАЛЬНОЙ СТРУКТУРЫ И КОММУНИКАТИВНЫХ МЕХАНИЗМОВ С ЧИСЛЕННОСТЬЮ ПОПУЛЯЦИИ ОНДАТРЫ

Н. Лаанету

Тартуский университет

В популяциях ондатры наблюдаются периодические изменения численности, которые в охотничьих угодьях сказываются и на динамике промысла (Лавров, 1957; Корсаков, 1966; Максимов, 1966; Elton, Nicholson, 1942; Hoffmann, 1958; Artimo, 1960) и заготовок шкурок.

Основными причинами изменений численности различные авторы считают изменчивость водного режима и состояние кормовой базы (Слудски, 1948; Лавров, 1957; Абрамов, 1963; Лабутин, 1963; Страутман, 1963; Marcstrom, 1964), суровые зимы, приводящие к замерзанию обширных прибрежных участков (Давыдов, Соломонов, 1967; Лабутин и др., 1967; Marcstrom, 1964), охоту и другие антропогенные факторы (Лабутин, 1976; Слудски, 1948; Страутман, 1963 и др.), а также влияние хищников и болезней (Лавров, 1957; Корсаков, 1965; Фолитарек, 1966; Абашкин, 1972; Гриценко, 1975).

Очевидно, численность определяется многими факторами внешней среды, из которых один или несколько являются лимитирующими. Однако периодические изменения численности ондатры не всегда могут быть объяснены только факторами среды. Вероятно, численность животных определяют также и не изученные до сих пор до конца внутривидовые механизмы, влияющие на закономерные изменения в плотности, а, следовательно, и численности различных популяций.

Динамика численности в различных частях Эстонии (рис. 1) показывает, что послеакклиматизационная кульминация численности зависит от времени заселения данного района, а последующие пики численности повторяются с интервалом 9–12 лет. Интересен также факт смещения пиков численности и совпадение их в последние годы (рис. 1.). Это связано, в первую очередь, с миграцией ондатры из одного или группы водоемов в другие.

Все это указывает на то, что кроме факторов внешней среды важную роль в формировании численности ондатры играют и внутривидовые механизмы.

Коммуникативные механизмы в популяциях ондатр изучались в связи с их территориальным поведением. Территориальное поведение ондатры при разных плотностях популяции одно-

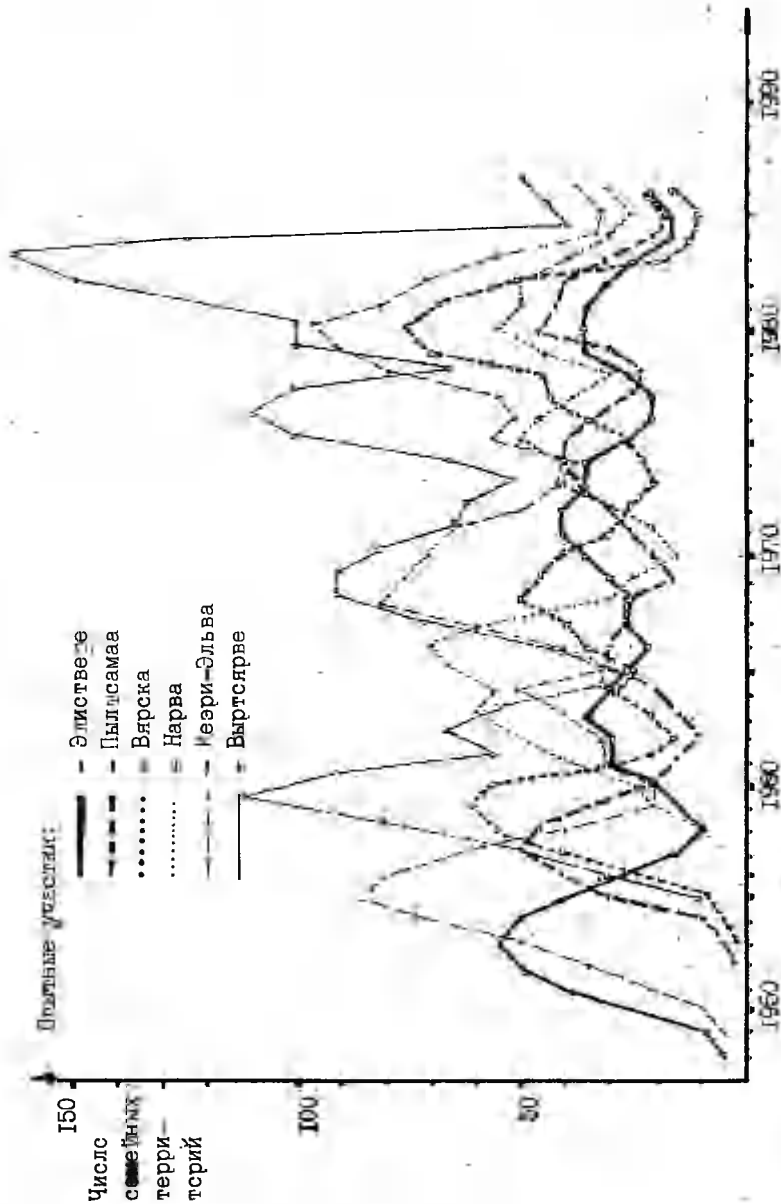


Рис. 1. Динамика численности ондатры на разных опытных участках в Онеге.

типно, но имеет различную интенсивность. Поэтому важно обратить внимание на связь плотности населения, территориальной структуры и механизмов коммуникации.

Методика

Детальные исследования динамики численности, пространственной структуры и других популяционных параметров проводились в 1975–1985 гг. в Эстонии на пяти различных участках. Для выявления территориальной структуры и изучения механизмов коммуникации наблюдали за пространственным распределением ондатр, отмечали частоту мечения, реакцию на вторжение чужака. Последняя ситуация имитировалась подражанием звуковым сигналам ондатр, характерным для периода спаривания, и переносом пахучих меток с одного участка на другой.

Были обследованы 1530 зверьков, добытых из находящихся под наблюдением популяций. Помимо морфометрических данных оценивалась упитанность ондатр, половая и возрастная структура популяций, состояние органов размножения, количество и характер шрамов на шкурке, что давало дополнительную информацию о роли коммуникативных механизмов и их особенностях при разных условиях численности.

Для установления размеров и структуры территории ондатр исследовались территориальные метки и следы деятельности ондатр по берегам водоемов.

Г. Корсаков и А. Шило (1967) различают две зоны на территории ондатры: охраняемая центральная часть и периферийная, зона питания. Последние могут перекрываться с периферийными зонами соседних семейств.

При детальном исследовании внутривидовой конкуренции на наших волоках оказалось более целесообразным выделение трех зон территориальной структуры: центральной и периферийной, составляющих индивидуальную территорию семьи, и нейтральной, используемой разными семьями.

Центральная зона расположена вблизи нор, здесь находятся кормовые столики и большинство мест питания; в этой зоне действуют и обитают молодые особи, поэтому здесь можно найти множество следов питания.

Периферийная зона окружает центральную и может в тростниковых зарослях вклиниваться далеко в центр водоема. Внешние границы периферийного участка обозначены крайними точками территориальных меток. Обе зоны контролируются семьей ондатр и составляют ее индивидуальную территорию.

Нейтральная зона – это участок, который не принадлежит ни одной из семей, но в определенные периоды животные могут

им совместно пользоваться для кормежки, остановок, укрытия, миграций.

Территориальная структура

Территориальная структура и ее сезонная динамика находятся в тесной связи с плотностью популяции, а также с величиной и составом семьи. Величина территории и функциональная значимость ее различных зон изменяются в течение года будучи обусловленными сезонными изменениями водоема и самих животных.

Во время весеннего гона, когда образуются репродуктивные пары, происходит интенсивное занятие территорий и формирование территориальной структуры. Прежде всего осваиваются более благоприятные места обитания. Сильный пресс на такие участки наблюдается в годы высокой численности, когда участки обычно занимают более стрые и сильными особями, жившими здесь уже раньше. Более слабые вытесняются в еще не занятые другими особями так называемые нейтральные зоны, менее пригодные для обитания.

Центральная зона весной или еще не выделена, временные укрытия или хатки строятся то в одном укромном месте, то в другом, или это слабо выделяющаяся зона в окрестностях норы. Но зато весной отмечаются интенсивное мечение и охрана периферийной зоны. В конце гона, когда уровень воды спадает и в результате высокой смертности многие животные уже погибли, миграция угасает, и формируются семейные территории летних размеров и с летней структурой. Интенсивно роются норы и строятся хатки для выведения потомства, формируется центральная зона территории. Центральный участок расширяется еще более в связи с появлением на свет второго выводка. Наибольших размеров достигает центральный участок к началу зимы. Охрана периферийного участка ослабевает в конце лета и прекращается с замерзанием водоема. В связи с этим периферийная зона исключается из состава семейного участка, который отныне состоит лишь из центральной части. Здесь находятся гнездовые и кормовые хатки, норы и отдушины. Число названных объектов и определяет величину семейного участка ондатры зимой. Таким образом, нейтральная территория зимой увеличивается за счет периферийной зоны.

С.В. Мараков (1979) отмечает, что в осенний период происходит основательная перестройка поведения ондатры. Агрессивность в охране участка обитания исчезает, уступая место миролюбивости и терпимости друг к другу особей из разных семей.

Величина территории, используемой семейством ондатр в зимний период, зависит помимо показателей численности и плот-

ности населения и от величины семейства, т.е. числа особей в нем. У семейств с большим числом членов к зимнему периоду лучше сформирована система коммуникаций использования территории со многими норами и каналами, кормовыми и гнездовыми хатками и отдушниками. Это позволяет лучше использовать кормовые запасы в береговой зоне или в окрестностях гнездовой хатки. Существенно снижается и возможность промерзания нор и кормовых хаток, поскольку при большой численности семейства лучше обеспечены их ремонт и уход за ними, чем при небольшом семействе.

Система характерных для семейства ондатр коммуникаций играет важную роль в расширении территории питания, улучшении условий гнездования и укрытия, а поэтому и в обеспечении успешности гнездования и уменьшения смертности.

Индивидуальная территория, занятая парой или семейством ондатр, имеет размер, необходимый для обеспечения условий обитания животных, и зависит, в первую очередь, от сформировавшихся в процесс эволюции характерных для вида потребностей в территории.

Площадь территории одного семейства — величина изменчивая, зависящая, с одной стороны, от качества водоема и его береговой зоны, его природных условий и сезонных изменений и, с другой, от численности и плотности населения ондатры.

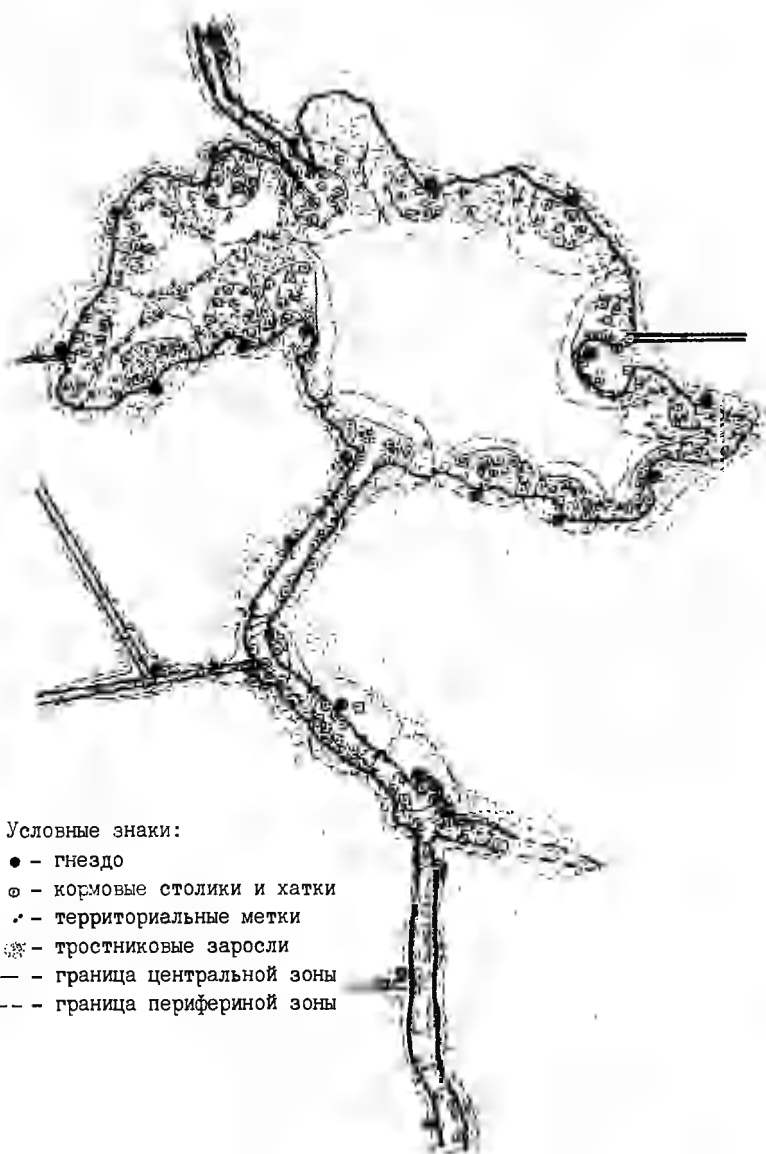
Минимальные, максимальные и оптимальные значения гнездовой территории реализуются на каждом конкретном водоеме в зависимости от его природных условий и при содействии характерных для вида коммуникативных механизмов, характер которых существенно зависит от уровня плотности населения.

Как следует из вышесказанного, величина семейного участка сезонно изменчива и определяется по-разному летом (по маркировке периферийной территории) и зимой (по характерным для центральной зоны объектам).

Представляют интерес минимальные и максимальные размеры участков, которые, по-видимому, определяются экологическими характеристиками вида. Минимальная территория, занимаемая семьей ондатр летом в годы с высокой численностью — 0,25 га (рис. 2.) в годы с низкой численностью — 0,5 га (рис. 3.). Максимальная территория летом редко превышает 1,5 га, однако в районах особенно бедных кормом она составляет 2,0 га (табл. 1). Оптимальной следует считать величину участка 0,5 га; такую территорию занимает семья ондатр при низкой или средней численности населения при хороших кормовых и гнездовых условиях (табл. 1.).

Размер семейной территории охоты во время разных уровней численности

Участок наблюдения	Год	Протяженность берцового полосы, км		Число семей		Протяженность перговой полосы, м						На одну семью	
		Изученной	Общей	Всего на № км.	№	7	8	9	10	11	12	Исходная территория, га	
Земля Восток	1970	15	10	40	2,7	250	75	500	0,75	0,25	1,5		
	1980	15	12,5	75	5,0	170	50	300	0,51	0,25	0,9		
	1985	15	4,5	10	0,7	450	200	600	1,45	0,6	1,8		
Восток	1970	17	14,0	80	4,7	300	75	600	0,9	0,3	2,0		
	1980	17	14,5	100	5,0	160	50	500	0,75	0,25	1,8		
	1985	17	13,5	45	2,7	300	100	500	1,3	0,5	1,5		
Кора-Эльс	1973	17	10,0	40	2,3	350	100	300	1,0	0,5	2,5		
	1980	17	16,0	95	5,6	180	80	300	0,75	0,25	1,5		
О. Ларда и река Сая	1970	3,5	2,9	11	3,1	250	180	300	0,65	0,45	1,2		
	1975	3,5	3,3	33	8,5	140	75	150	0,4	0,3	7,5		
О. Элиава	1973	7,75	6,75	37	4,8	185	50	400	0,95	0,35	1,8		
	1976	7,75	4,85	20	2,8	335	80	300	1,1	0,4	1,8		
Р. Пильмава	1970	15,0	8,0	20	1,3	400	180	500	0,12	0,45	1,5		
	1975	15,0	12,0	40	3,7	300	100	500	0,3	0,3	1,5		
Р. Алава	1970	15	8,0	10	0,7	500	400	600	0,75	0,6	0,9		
	1980	15	5,5	15	1,2	470	300	800	-0,1	0,45	1,2		



Условные знаки:

- - гнездо
- ⊙ - кормовые столики и хатки
- ✕ - территориальные метки
- - тростниковые заросли
- - граница центральной зоны
- - граница периферийной зоны

Рис. 2. Территориальная структура ондатры на оз. Аардла при высокой численности летом 1975 г. (условные знаки см. рис. 3.).

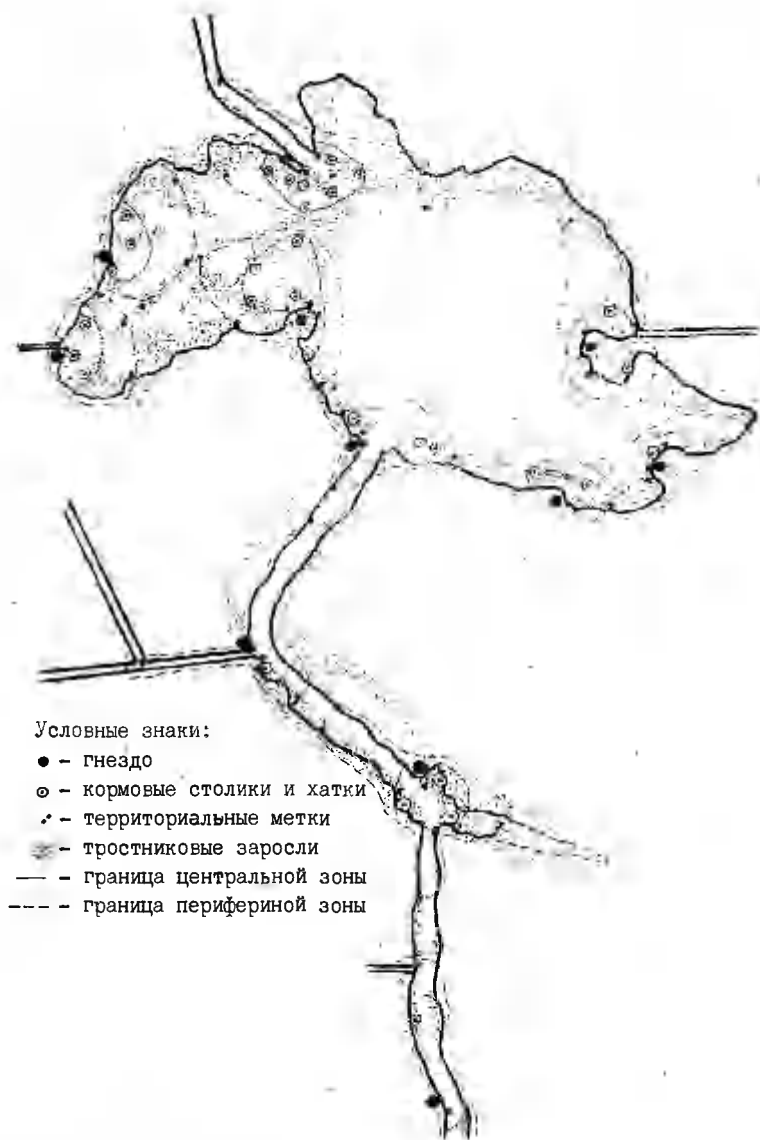


Рис. 3. Территориальная структура ондатры на озере Аардла летом при средних численности (1970-1971 гг.).

Зимой и ранней весной семейные участки могут быть значительно меньше (1000–2000 м²) чем летом.

Коммуникативные механизмы

Коммуникативные механизмы формируют вышеописанную территориальную структуру. Главной целью наблюдений было выяснение зависимости реакций на имитированный или натуральный раздражитель от плотности популяции.

Реакция на тот или иной сигнал в значительной мере зависит от занятости территории и плотности популяции. В годы депрессии численности реакция на сигнал чужака слабо выражена. На имитацию писка звери отвечают редко, не проявляя особого интереса. Пограничные метки обычно отсутствуют, за исключением 1–3 кочек с пахучими метками в центральной зоне индивидуального участка.

В период оптимальной численности реакция на означенный сигнал более интенсивна. Границы индивидуальных участков маркируются регулярно.

При высокой численности мечение и контроль наиболее часты, особенно в случае тесно расположенных территорий. Интенсивно реагируют зверьки и на звуковые сигналы незнакомой особи, а также на перенесенные пахучие метки. Чужая метка неоднократно метится хозяином участка. На звуковой сигнал отвечают обе особи, двигаясь (чаще издавая звуки) в направлении предполагаемого чужака.

Своеобразным и очень важным временем с точки зрения формирования территориальной структуры является весеннее половодье, продолжающееся у нас 2–3 недели. В этот период территориальная структура деформирована, звери вытеснены водой из зимних гнезд и вынуждены искать временное убежище: ивовые кусты, кочки или более высокие участки берега. Ко всему этому в году с высокой численностью добавляется миграция. Зверьки плывут вдоль берегов, проверяют систематически встречающиеся территориальные метки, но не метят их, и не отвечают на звуковые сигналы других животных или их имитацию. Зато владельцы территорий реагируют на эти звуки, преследуя чужака до границы территории. Ондатры, реагируя на имитацию звука, могут выходить даже на берег в поисках воображаемого противника. Имитируя звуковой сигнал на границе двух территорий, можно вызвать владельцев обоих участков и спровоцировать конфликт.

Своеобразно поведение ондатр на отдельных более высоких участках обширных заливных лугов, на которых могут собираться зверьки из затопленных окрестностей несмотря на то, что

территория занята. Маркировка и реакция на звуки наблюдается только у пары, владеющей территорией. Владельцы соседних затопленных территорий посещают свои участки по ночам для питания и маркируют их.

В занятии территории и охране в начале гона решающая роль принадлежит самкам, но по мере развития беременности их агрессивность падает, а роль самцов в охране территории увеличивается. По окончании миграции и формирования территории маркировка и контроль территории ослабевают. К этому времени многие животные, вытесненные на малопригодные территории, погибают, в результате чего ослабевает и конкуренция за территории.

Конкуренция, приводящая к вытеснению части особей, проявляется зачастую в виде ожесточенных драк. Интенсивность конкуренции, характеризуемая количеством полученных в драках ранений, связана с плотностью популяций. Среднее количество шрамов на шкурке в весенний период составляет 0,3 ($n = 103$) в годы с низкой численностью, 1,4 ($n = 243$) в годы со средней численностью и 5,6 ($n = 426$) в годы с высокой численностью населения.

Число шрамов зависит не только от численности ондатр в этом году, но и от места. В узловых точках миграции (истоки и устья рек, выступающие участки берега – рис. 3) оно может быть выше в несколько раз (16,4 при $n = 46$), а в отдельных случаях – более 30. В 1974 г. в месте, где из оз. Аардла вытекает река Савийыги, был найден мертвый зверек с 42 шрамами, а неподалеку – мертвая самка с 34 шрамами, у которой из восьми зародышей пять были резорбированы. В месте впадения речки в то же озеро осенью была выловлена самка, осмотр матки которой показал резорбцию 5 из 13 эмбрионов.

Отсюда можно сделать вывод, что в “узловых точках” миграционных путей в годы с высокой численностью весенняя смертность (включая эмбриональную) высока, и, следовательно, эти районы малопродуктивны, а в годы со средней и низкой численностью – это самые продуктивные участки.

Выводы

1. Коммуникативные механизмы территориального поведения проявляются в связи с владением и охраной территории.
2. Коммуникативные механизмы в популяции ондатры служат передаче информации, основными задачами которой являются формирование пространственной структуры и уменьшение расхода энергии в условиях внутривидовой конкуренции.
3. Коммуникативные механизмы действуют по-разному при разной плотности популяции, в результате чего формируется ви-

доспецифическая территориальная структура и осуществляется регуляция численности:

- а) в условиях низкой численности коммуникативные механизмы содействуют росту популяций, обеспечивая обмен информацией между животными, облегчая поиск половых партнеров и формирование пар;
- б) при оптимальной численности популяции коммуникативные механизмы способствуют разделу подходящих для обитания угодий между ондатрами и их равномерному использованию;
- в) при высокой численности популяции коммуникативные механизмы выполняют роль ее ограничения, что необходимо для сохранения свойственной виду пространственной структуры. Увеличение расхода энергии на охрану и защиту территории сопровождается повышенной смертностью и снижением численности. Помимо интенсивного мечения и демонстративного поведения возникают конфликтные ситуации, часто заканчивающиеся жестокими драками.

Это приводит к истощению зверей, прежде всего в "узловых точках" миграционных путей, которые в иные фазы динамики численности отличаются наиболее высоким репродуктивным потенциалом.

Приведенные данные и выводы отнюдь не исчерпывают проблему, однако представляют интерес ввиду слабой изученности поведения ондатры и его связи с внутривидовой конкуренцией и формированием ее территориальной структуры. В связи с важностью упомянутых проблем им следует в будущем уделить больше внимания.

ЛИТЕРАТУРА

- Абашкин С.А. Исследование причин динамики численности ондатры в Барабе и Северной Кулунде за период акклиматизации (1935-1970): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Новосибирск, 1972. 24 с.
- Абрамов В.К. Ондатра в Приморском крае // Охрана природы на Дальнем Востоке. Владивосток, 1963. Вып. 1. С. 113-118.
- Гриценко И.Н. Эпизоотии в популяциях ондатры в СССР. Новосибирск, 1975. 205 с.
- Давыдов М.М., Соломонов Н.Г. Ондатра и ее промысел в Якутии. Якутск, 1967. 68 с.
- Корсаков Г.К. Структурные и количественные изменения в популяции ондатры в связи с усыханием водосемов в аридной зоне Западной Сибири // Вопросы зоологии: Материалы к III совещ. зоол. Сибири. Томск, 1966. С. 200-201.

- Лабунин Ю.В., Луковцев Ю.С., Понов М.В., Резин Ю.В., Ча
Н.И. Ондатра Северо-Восточной Якутии. М., 1976. С. 187.
- Лавров Н.П. Акклиматизация ондатры в СССР. М., 1957. С. 531.
- Максимов А.А. Межвидовые связи и типы динамики численности ондатры и водяной крысы // Ондатра Западной Сибири. Новосибирск, 1966. С. 9-29.
- Слудский А.А. Ондатра. Алма-Ата, 1948. С. 181.
- Страутман Е.И. Ондатра в Казахстане. Алма-Ата, 1963. С. 231.
- Фолитарек С.С. Пути интенсификации ондатроводства в Западной Сибири // Ондатра Западной Сибири. Новосибирск, 1966. С. 171-178.
- Artimo A. The dispersal and acclimatization of the muskrat, *Ondatra zibethica* (L.), in Finland. Helsinki, 1960. P. 1-101.
- Elton C., Nicholson M. Fluctuation in numbers of the muskrats (*Ondatra zibethica* L.) in Canada // J. Animal Ecol. 1942. P. 96-126.
- Hoffmann M. Die Bisamratte. Leipzig, 1958. S. 1-267.
- Marström V. The muskrat *Ondatra zibethica* L. in Northern Sweden // Viltrevy. 1964. N 6, P. 329-407.

ROLE OF TERRITORIAL STRUCTURE AND COMMUNICATIVE MECHANISMS IN MUSK-RAT POPULATIONS IN THE CONDITIONS OF DIFFERENT POPULATION DENSITIES

N. Laanetu

Summary

The territorial structure of the musk-rat and communicative mechanisms regulating it were studied in five permanent plots and other Estonian water-bodies from 1975 to 1985. 1530 individuals were caught and analyzed. A series of experiments and observations was conducted: the location and number of territorial markings and the intensity of marking was observed as well as the reaction to alien territorial markings and various vocal signs characteristic to courtship period at the different population densities.

Communicative mechanisms and their peculiarities are most clearly revealed in the years of maximum population density being less noticeable in the depression phase. In the case of low density these mechanisms serve as means to increase population numbers helping to find opposite sex. In case of optimal density communicative mechanisms help to utilize the appropriate area homogeneously. In the conditions of high population density they serve as a factor limiting excessive population growth.

PHENETICAL STRUCTURE OF THE BEAVER POPULATION IN LITHUANIA

A. Ulevičius

Institute of Ecology, Academy of Sciences,
Vilnius, Lithuania

One of the main objectives of populational biology is the study of intraspecific and intrapopulational structure. All aspects of investigations in this field (spatial, genetical, ecological, age etc.) supplement one another and ultimately create the picture of the arrangement of the population to "structural units" of different levels really existing in nature. In a sense, any arrangement of the population in evolution is inconceivable without genetical differentiation (Яблоков, 1987). Consequently, genetical approach is one of the main in comprehending the rules of the development of intraspecific structure. The acknowledged difficulties of pure genetic character may be partly overcome with the help of indirect methods. One of them is the phenetical method (Тимофеев-Ресовский, Яблоков, 1973; Яблоков, 1980, Яблоков, Ларина, 1985 etc.). The world-famous school of epigenetic polymorphism (Berry, 1963; Berry, Searle, 1963 etc.) nearly coincides with the objectives and methodological approach of phenetics.

The phenetical method is rather effective in studying mammals, especially the industrial ones.

Elucidation of intraspecific structure and rules of its development and dynamics allow to improve the control over the faunistic resources exploited. For example, it is difficult to overestimate the significance of the data on the structure of population with respect to valuable exterior traits of basic industrial species. At the same time the term "control" shouldn't be treated solely from the viewpoint of practical value – it perfectly fits in the field of the protection of nature.

From this standpoint investigations on the Beaver are rather perspective. We may number a lot of publications on phenetical studies of the Beaver (Зарипов, 1983; Самусенко, Фоменков, 1983; Николаев, 1985) though neither of them touched upon the structure

of the population in any compact region.

Lately, practically all suitable farming lands are occupied by beavers. The process of expansion is already over and the development of the "make-up" of Lithuanian population (or most probably of a part of some population) has already started. Alongside, the Beaver population of Lithuania experience a great anthropogenic loud manifesting itself in catching beavers for skin industry, expelling them from undesirable places (equipments of forest reclamation etc.), transforming small and medium rivers to canal systems and other ways of direct and indirect affect of human activities. All this undoubtedly leaves an impress upon intrapopulation structure of the Beaver.

Thus the aim of this paper was to study the picture of phenetical (and, indirectly, spatial-genetical) structure of the Beaver population in Lithuania.

Material and methods. We examined beaver skulls from almost all the territory of Lithuania gathered in 1986 to 1988. We made the analysis of 477 skulls from 9 river basins of the 1st and 2nd order belonging to the senior basins of Nemunas, Neris, Venta and Mūša-Lielupe (Table 1).

Tabel 1

Distribution of the material to samples

Sample	Basin	Senior basin	Number of skulls
A	Minija	Nemunas	60
B	Venta	Venta	44
C	Jūra	Nemunas	84
D	Dubysa	Nemunas	52
E	Mūša	Mūša	35
F	Nevezis	Nemunas	48
G	Šventoji	Neris, Nemunas	70
H	Merkys, Nemunas	Nemunas	32
K	Sesupe	Nemunas	52
			477

To analyse phenetical structure of the Beaver population we divided the material to samples representing separate river basins (Table 1, Fig. 1). Thus we kept to a hypothesis saying that beavers from one basin or some kind of spatial unit where genetical turnover occurs more intensively than between beavers of neighbouring basins.



Fig. 1. Geographical location of the studied beaver samples. For the description of capital letters look at table 1.

Phenetical investigations were based on the analysis of frequental distribution of variants (fens) of non-metric traits. We made preliminary marking out of 40 traits of cranial bone structures with 121 fen, but after a deeper analysis of their age and sex diversity and a great extent of works in the present level of investigations (Яблоков, 1980) a part of them were excluded from the analysis. As a result, in the present paper we use 19 non-metric traits of the skull with 63 variants (fens) and one exterior trait – fur colour (brown-black). Description of the traits is given below keeping to the numeration of the catalogue (Улявичюс, 1989).

Description of the traits

1. Form of the frontal part of nasal bones (view from above, Fig. 2, A). It is established according to approximated contour, minor unevenness of frontal-nasal suture not being taken into account.

2. Presence or absence of the frontal suture (Fig. 2, A). The absence of the frontal suture in the mouse was described by Deol and Truslove (1957).

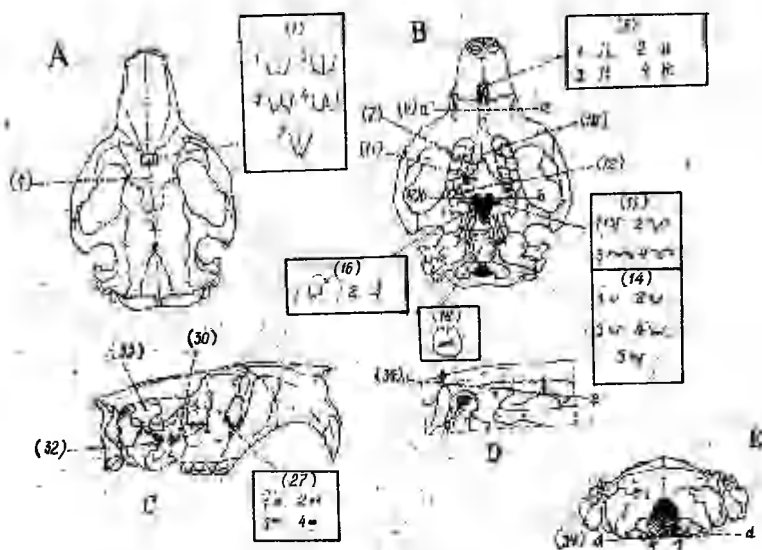


Fig. 2. Non-metric traits of the beaver skull. A - view from above, B - view from below, C - side-view, D - fragment of the skull, E - view from behind. In the brackets, description number of the trait. Other explanations are given in the text.

5. Form of the process of maxillary bone between incisive foramina (view from below, Fig. 2, B). The trait has 4 variants: (1) evenly narrowing, (2) equal, (3) of irregular form, (4) asymmetric.

6. Position of aboral margin of the incisive foramen with respect to aa line (Fig. 2, B) going through aboral margin of infraorbital foramina: (1) the margin of the foramen reaches the line up to 1 mm, (2) the margin of the foramen reaches the line, (3) the margin of the foramen exceeds the line more than 1 mm.

7. Number of foramen palatinus majus (Fig. 2, B). The trait has two variants: (1) one foramen, (2) two foramina. Double foramen palatinus majus in the mouse was described by Deol and Truslove (1957).

10. Presence or absence of incisura in aboral direction in a segment of palato-maxillary suture between two foramina palatinus majus (view from below, Fig. 2, B).

11. Presence or absence of the contact between the third molar dens and palatine bone (Fig. 2, B).

12. Variants of the expression of accessory foramen which is in front of the final maxillary foramen (Fig. 2, B): (1) absence of the accessory foramen, (2) the accessory foramen is significantly smaller than the basic foramen (the diameter of the first is more than half less than the diameter of the second), (3) both foramina are approximately the same (the diameter of the smaller foramen makes half and more of the diameter of the greater foramen), (4) one common foramen with the rudiment of partition.

13. Common form of spinus choannae (Fig. 2, B). The trait has 4 variants: (1) needle-like form (insignificant narrowing along almost all the length of the spinus), (2) pyramidal form (noticeable tapering gradually goes along the total length of the spinus to its free end), (3) mastoidal form (the length of the spinus doesn't make 2 mm), (4) widening in the free end.

14. Form of the apex of spinus choannae: (1) acute, (2) obtuse, (3) double, (4) triple and more, (5) asymmetric.

16. Variants of expression of the angle of spheno palatine suture on dorsolateral surface of choannae cavity (Fig. 2, B): (1) angle without continuation, (2) angle with continuation.

17. Position of aboral end of spinus choannae with respect to bb line (Fig. 2, B) going through aboral ends of alveolar process of maxillary bone: (1) the end of spinus doesn't reach the line more than 1 mm, (2) the end of spinus reaches the line, (3) the end of spinus exceeds the line more than 1 mm.

19. Presence or absence of the gap on the bottom of occipital fossa (Fig. 2, B).

27. Variants of expression of spheno-palatine foramen (sideview, Fig. 2, C): (1) one foramen. (2) two foramina separated by wide partition (its width makes more than half of the foramen diameter), (3) two foramina separated by narrow thread-like partition, (4) one foramen with the rudiment of partition.

30. Presence or absence of the side wall of sphenoidal canal (side-view, Fig. 2, C).

32. Degree of the expression of pterotympanic fissure with respect to squamo-pteroideal suture (Fig. 2, C): (1) the upper end of the fissure is in the level of the suture, (2) the fissure ends lower than the suture, (3) the fissure ends considerably higher than the suture.

33. Variants of expression of temporal foramen (Fig. 2, C): (1) one distinct foramen (diameter above 1 mm), (2) one insignificant

foramen (diameter below 1 mm), (3) the foramen is absent, (4) two almost uniform foramina (diameter of the smaller foramen exceeds half of the diameter of the greater foramen), (5) a group of small foramina (two and more), (6) two foramina, great and small, (7) one great and a group of small foramina, (8) one great foramen with the rudiment of partition.

35. Position of the bone tube of external acoustic meatus with respect to ee line (Fig. 2, D) going through the upper points of acoustic and zygomatic processes of squamosal bone, was established by setting the ruler: (1) the tube exceeds the line, (2) the tube ends below the line, (3) the tube ends in the level of the line.

39. Position of the lower point of occipital condyle with respect to dd line (Fig. 2, E) going through the lower points of jugular process: (1) the condyle is below the line, (2) the condyle is above the line, (3) the condyle ends on the line. The position is established by setting the ruler.

The analysis started with the study of phenotypical structure of every sample according to different traits and later the samples were compared in pairs. We established phenetical distance between them according to different traits as well as according to the total complex of traits. Statistical evaluation of phenetical differences between samples was done according to the methodics of Zhyvotovskiy (Животовский, 1982) which is based on establishing the index of similarity (r) and the criterion of identity (I). It should be stressed that the index of similarity is the basic expression of the phenetical distance between samples, whereas the criterion of identity is a subsidiary indicator of the reliability of differences.

Results. As it was mentioned above, 20 non-metric traits became functioning in the present level of the study (the volume of the studied samples). The trait was called "functioning" if at least in one pair of samples it indicated a reliable difference. The trait which indicates a reliable difference between two samples compared was relatively called a significant trait. The number of significant traits in all 36 pairs of samples varied. Comparison of the samples from the Jūra and Dubysa river basins didn't reveal any significant trait at all whereas the beavers from the Minija and those from the Venta reliably differed in 10 traits. The number of significant traits increased with the increase in the distance between the samples compared (Fig. 3).

However, the most general conclusion was obtained not by analysing separate traits but the whole complex. Table 2 presents

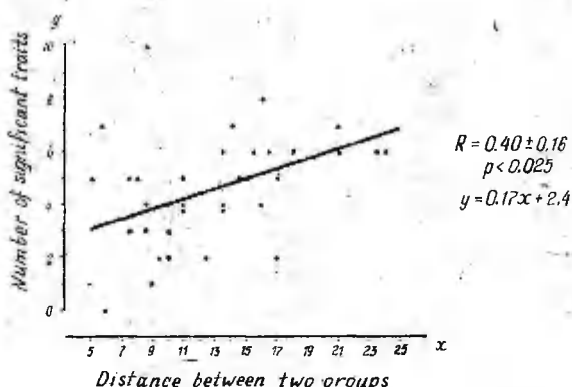


Fig. 3. Dependence of the number of significant traits (traits that create reliable difference between two samples compared) upon the distance between samples. The distance is given in relative numbers. R - correlation coefficient.

the results of combined comparison of all 9 samples according to 20 functioning traits. The greatest discrepancy and, consequently, the greatest phenetical distance was detected between the Merkys and Minija samples ($r = 0.939$, $\bar{I} = 159.61$, $p < 0.001$), and the most similar were the beavers from the Jūra and Dubysa river basins ($\bar{r} = 0.994$, $\bar{I} = 28.33$, differences are unreliable).

Analogous to the number of significant traits (only in inverted and more precise expression), correlation between the mean index of similarity and the distance between two beaver samples compared was established (Fig. 4, A). Similar situation was observed also according to the level of reliability of differences: the greater the distance between the samples the greater the significance of the mean criterion of identity (Fig. 4, B).

Thus adjacent samples of beavers have less significant phenetical differences. As a result of the analysis of pairs, all samples were divided as follows: (a) samples that do not carry reliable differences at least in one pair of comparison; (b) samples that reliably differ from all other samples (Fig. 5).

It occurred that all 5 samples of the first (a) group are situated side by side, furthermore, the central sample, i.e. the beavers from the Dubysa river basin, has the greatest similarity with 4 other samples of the group (Fig. 6) and it may be called a certain "genetical centre".

The second (b) group (the beavers from the Minija, Mūša, Merkys and Šešupė river basins) is formed of spatially remote sam-

Table 2

The mean index of similarity (above diagonal) and the mean criterion of identity (below diagonal) of 9 samples compared in pairs according to the complex of 20 functioning non-metric traits

Samples*	A	B	C	D	E	F	G	H	K
A		0.954	0.980	0.980	0.969	0.968	0.981	0.939	0.968
B	125.53		0.974	0.977	0.957	0.971	0.979	0.948	0.952
C	106.95	71.84		0.994	0.974	0.978	0.986	0.960	0.981
D	83.95	52.24	28.33		0.975	0.979	0.989	0.959	0.982
E	93.27	75.31	85.38	65.89		0.966	0.974	0.941	0.968
F	105.72	63.64	77.81	53.82	73.94		0.979	0.962	0.972
G	91.30	58.99	76.28	46.43	72.50	66.59		0.949	0.972
H	159.61	109.63	113.62	90.35	112.39	83.23	133.58		0.968
K	135.35	110.04	83.99	62.15	84.54	82.04	112.26	65.48	

* for the description of the samples look at table 1.

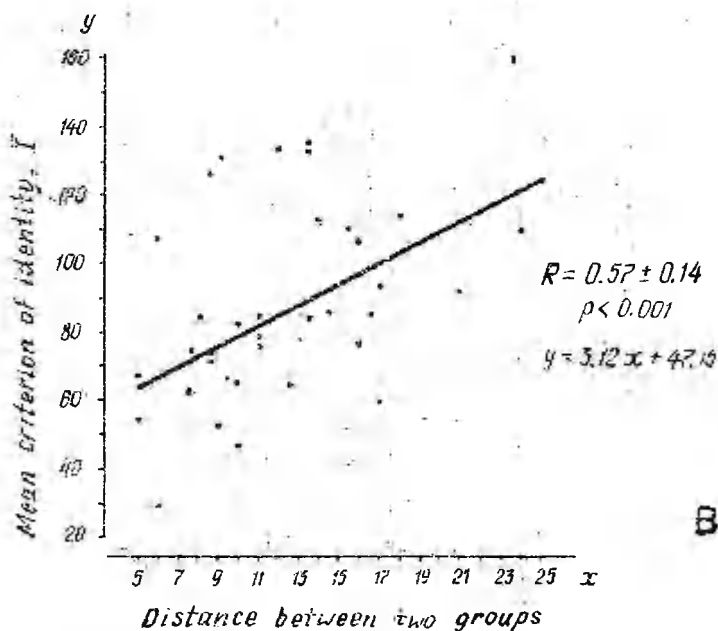
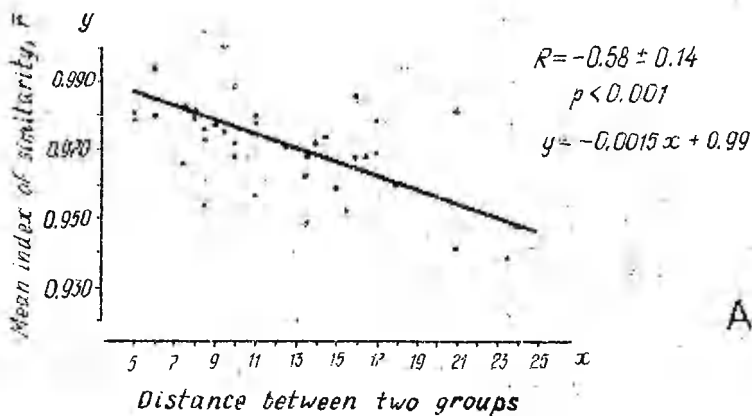


Fig. 4. Dependence of phenetical similarity and reliability of differences upon the distance between 9 beaver samples. R - correlation coefficient.



Fig. 5. Spatial arrangement of phenetically adjacent (shaded) and remote (unshaded) beaver samples.

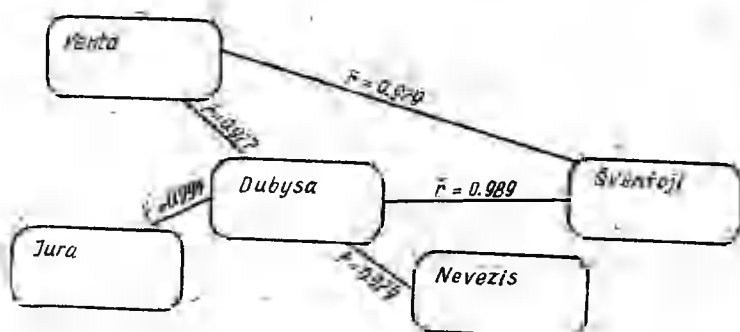


Fig. 6. Character of the phenetical relationship between adjacent beaver samples (the first (a) groups, see in the text). The presence of the relation signifies the absence of reliable differences. \bar{r} – mean index of similarity.

ples. Their similarity with all other samples is significantly lower than the similarity between samples of the first group (Table 3).

Interesting results were obtained from the study of phrequantal distribution of several variants of non-metric traits (phens) in study

Table 3

The mean index of similarity between samples of the first group (phenetically close samples) and of remote samples with respect to all other beaver clusters

1st group samples	Mean index of similarity	2nd group samples	Mean index of similarity
Dubysa	0.985	Merkys	0.953
Jūra	0.983	Mūša	0.966
Šventoji	0.983	Minija	0.967
Nevezis	0.977	Šešupė	0.970
Venta	0.975		

samples. Fig. 7 gives the diagrams of phrequantal distribution (the so called polygons) of 9 phens. Their form gives a rather precise expression of phenetical distance between adjacent (Fig. 7, A) and remote (Fig. 7, B) samples. The form of diagram representing the sample from the Merkys river basin is the most distinguishable.

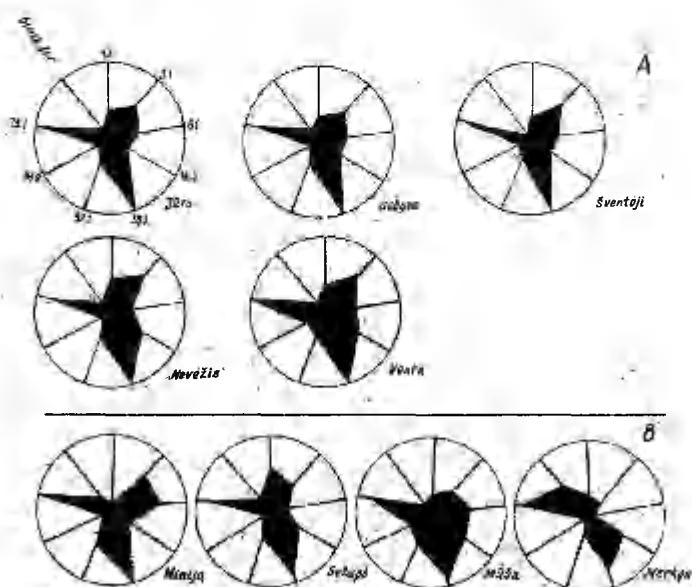


Fig. 7. Frequental distribution of 9 phens in the studied beaver samples.

Reliable differences detected between separate samples show

that the Beaver population in Lithuania is phenetically, and most probably genetically, diverse. On the other hand, the existence of phenetically close samples from neighbouring basins to a certain extent corroborates the presence of intensive genetical change among them. The variety of the volume and significance of phenetical diversity between adjacent and remote samples witness the fact that one of the basic factors conditioning phenetical structure of the Beaver population in Lithuania is the distance isolation.

The results of the study corroborate the perspectives of phenetical method in studying intraspecific structure of mammals.

REFERENCES

- Berry R.J. Epigenetic polymorphism in wild populations of *Mus musculus* // Genet. Res. 1963. Vol. 4. P. 193-220.
- Berry R.J., Searle A.G. Epigenetic polymorphism in rodent skeleton // Proc. Zool. Soc. London. 1963. Vol. 140, N 4. P. 577-615.
- Deol M.S., Truslove G.M. Genetical studies on the skeleton of the mouse XX. Maternal physiology and variation in the skeleton of C57BL mice // J. Genet. 1957. Vol. 55. P. 288-312.
- Животовский Л.А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам // Фенетика популяций. М., 1982. С. 38-45.
- Заринов Р.З. К изучению генетической структуры популяций речного бобра на разных этапах динамики численности // Популяционная изменчивость вида и проблемы охраны генофонда млекопитающих: Тезисы докл. Всес. сов. Пущино, 18-22.10.1983. М., 1983, С. 67-68.
- Николаев А.Г. Особенности формирования и возрастная изменчивость рисунка жевательной поверхности зубов у речного бобра (*Castor fiber*) // Фенетика популяций: Мат. III Всес. сов. Саратов, 7-8.02.1985. М., 1985, С. 233-234.
- Самусенко Э.Г., Фоменков А.Н. Сходство и различия белорусской и воронежской популяции бобров // Биологические основы освоения, реконструкции и охраны животного мира Белоруссии: Тезисы докл. 5 зоол. конф. Минск, 1983, С. 145-146.
- Тимофеев-Ресовский Н.В., Яблоков А.В. Фены, фенетика и эволюционная биология // Природа. 1973. N° 5. С. 40-51.
- Улявичюс А.С. Каталог неметрических признаков черепа речных бобров Литвы // Ред. ж. "Биол. науки". М., 1989. 25 с. (Деп. в ВИНТИ 28.03.89, N° 2011-B89.)
- Яблоков А.В. Фенетика. М., 1980.
- Яблоков А.В., Ларина Н.И. Введение в фенетику популяций. Новый подход к изучению природных популяций. М., 1985.

ФЕНЕТИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА НАСЕЛЕНИЯ РЕЧНОГО БОБРА В ЛИТВЕ

А. Улявичюс

Резюме

С помощью фенетического метода изучали бобров из 9 речных бассейнов Литвы. Весь материал (477 черепов) был разделен на 9 выборок, представляющих эти бассейны. Основу исследований составил анализ частотного распределения 63 вариантов (фенов) 19 неметрических признаков черепа и I экстерьерного признака — цвета меха.

Выявлена обратная связь между фенетическим сходством попарно сравниваемых выборок и расстоянием между ними.

Группу фенетически близких составляют выборки из бассейнов рек Юра, Дубиса, Вента, Нявежис и Швянтой, расположенных недалеко друг от друга.

Другие 4 группировки бобра, расположенные на периферии республики (бассейны рек Миния, Муша, Мяркис, Шяшупе), наиболее резко отличаются от остальных и особенно между собой. По фенотипическому составу особо выделяются бобры бассейна р. Мяркис.

THE BEAVER IN LATVIA AND FUNDAMENTALS OF ITS MANAGEMENT

M. Balodis

Latvian State Forest Surveying Office

The oldest subfossil beaver bones which have been found on the territory of present-day Latvia date back to seven thousand years B.C., when beavers lived here in great number. The Beaver was an important object of hunting, which is evident by the remains of beaver bones found in archaeological excavations. From the beginning of the third millenium B.C. they have frequently taken the first place amongst other game animals, e.g. in the settlements of Kaulenkalns and Zvejnieki 66.1 % and 59.3 % of the remains found were those of the Beaver. Further evidence is shown by 70 or more toponyms having "beaver" as their root (Fig. 1) as well as over 40 folk songs about beavers.

The multitude of beavers on water basins is positively influenced the flow of water in major streams. With the beginning of the 18th century beavers lost their ecological and economical significance little by little; in 1871 (or 1873) the last aboriginal beaver of Latvia was killed in the river Rauza (Valka district). The reason of the final destruction of this species was the enormous increase in price of beaver scent glands, from 2 kopeks for one gram in 1776 to 1 rouble 35 kopeks in 1840, because of the wide use of such glands in medicine. For more than half a century there were no beavers in Latvia. The negative aspects of beaver destruction have been extensively described in American literature.

To reintroduce the species, on August 30th, 1927, two pairs of beavers were released in the river Stende (the Irbe basin) and in 1935, one pair in the river Lipsa (tributary of the Rausa river, the Gauja basin), all brought from Norway. The beavers were brown and belonged to the subspecies *Castor fiber fiber*. In 1939 the number of these animals exceeded 60 and by 1950-80. The third reintroduction of beavers took place in 1952, when 5 pairs of black beavers *C. f. orientoeuropaeus* were brought to Latvia from the Voronezh Reserve and released in the river-basins of the Venta, Irbe and Slocene. Since 1960 beavers of the subspecies *Castor fiber belarussicus* have immigrated from the south and east. From 1975 to 1984 145 local beavers were relocated giving a total of 161 (Fig. 2).



Fig. 2 The former glaciality of the Pacific Northwest

Populations during "maxima" in their range - water, resources, population, & the
 of forest. The "maxima" in the range of the Pacific Northwest, - the
 maximum of the Pacific Northwest, - the maximum of the Pacific Northwest, - the
 and maximum of the Pacific Northwest, - the maximum of the Pacific Northwest, - the

The author pursued investigations from 1949 to 1953 and estimated there to be 74 beavers in Latvia. He resumed his work in 1973, when, according to official information, the number of beavers was 717 (but in fact the double quantity existed). The dynamic number of beavers was calculated using Lotka's and Volterra's differential equation $dN/dt = N(\frac{K-N}{K})$ (Одум, 1975). Using a correction for economic forecasting the author estimated the Latvian Beaver population at 4000 specimens in the year 1976. The counting, actualization and extrapolation of the control group of the registered beaver families helped to estimate the number of beavers exceeding 25.000 in 1985. However, the landscape capability factor suggests that the number of beavers could exceed 150.000 (Fig. 3). This is backed up by the rapid growth of water plants due to the increase of eutrophication which increases the beavers' forage base and promotes a growth of the Beaver population.

It can be declared with confidence, that the ecological task of the Beaver - i.e. his age-long environmental functions (forming beaver ponds, regulating the drainage thus stabilizing stream flows and environmental edification) is once again being realized on a great scale in our republic. In the anthropogenic landscape of today the beaver performs two very significant ecological and economical functions: 1) it preserves and locally renews the disappearing wetland ecosystems (the real landscape oases), 2) it significantly increases the purification capacity of little streams which have been polluted by communal sewages, cattle farms and additional agricultural discharge. This is typical for densely populated areas where there is intensive field crop cultivation and cattle breeding as in present-day Latvia. Today, agricultural pollution has risen to the level of industrial pollution. The process undertaken to clean agricultural pollution is very difficult, costs many times more than cleaning industrial pollution and is therefore rarely practiced, thus increasing the significance of the beaver's activity, building and attending to those "cleaning systems" unpaid (Fig. 4).

Nevertheless, the blocking of drainage systems and its damage is the cause of conflict with landowners, because beavers are classified to be pests and farmers destroy the dams ignoring their positive aspects. Such actions known as "the beaver syndrome" are sometimes the reason for greater economical losses, because the neighbouring environment is subjected to sudden dryness - this stress being very heavy for plants (Wilde et al., 1950; Вендров, Дьяконов, 1976).

To investigate these connections and problems, existing methods are used. Changes and simplifications were introduced in the registration of beaver families as well as in the approximate estimation of biological capability (Дьяков, 1975). They are adapted for use in anthropogenic landscape and densely populated territories.

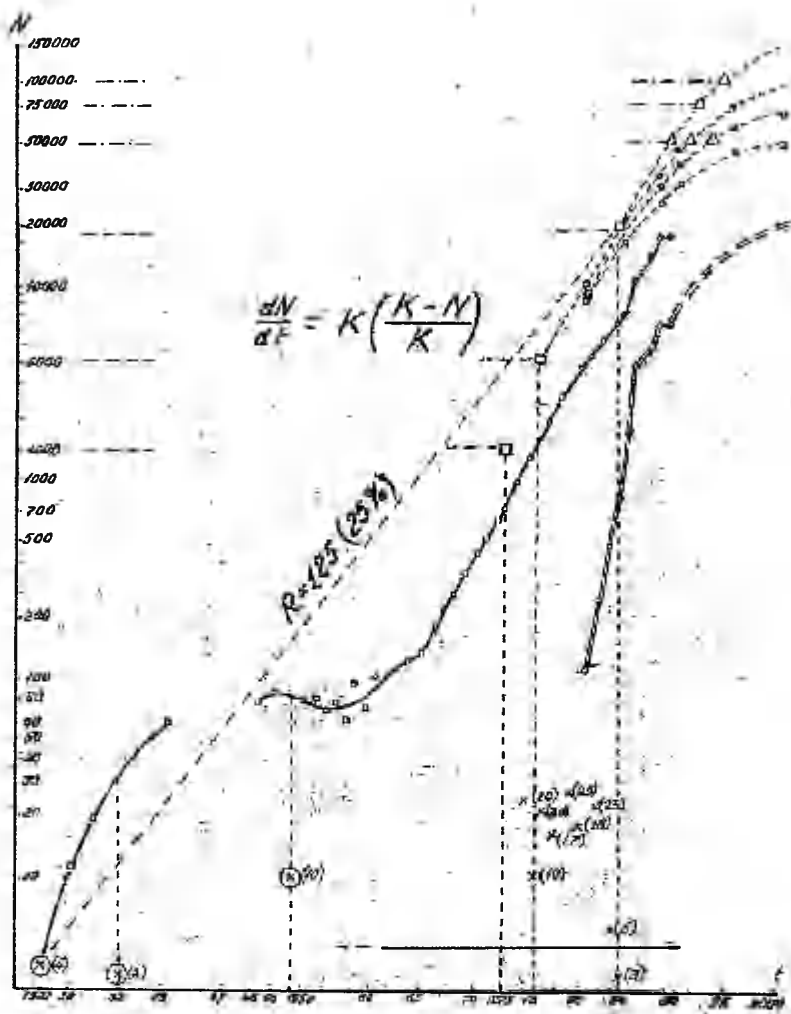


Fig.3 Evolution of the Latvian beaver population

—○— Forestry information □ Specifications — — — Curve of population increase
 - - - - - Forecastings R Growing rate K Environmental capacity Δ Optimum
 ⊗ Reintroduction × Relocation (2) Number of released animals / Harvest
 = = = Harvesting forecast ——— Immigration

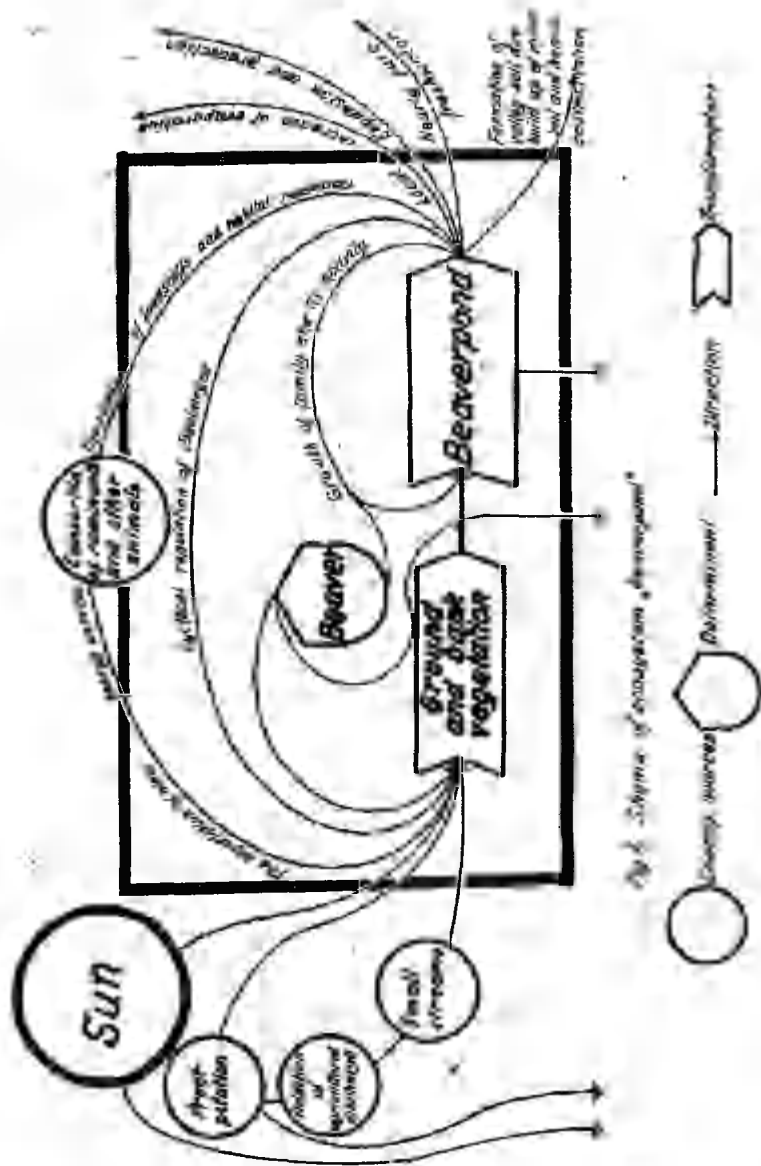


Fig. 1. Diagram of ecosystem development.

An analysis of investigation results gives a forecast of 50.000 beavers as the optimal number to be reached in Latvia by 1990. Nevertheless, if there is no organized well-timed interference with this process with a help of radical biotechnical methods as a part of the ingredients of an intensive beaver management, the reasons for beaver damage will become complicated and the "beaver syndrome" will become more acute.

In this work the author recommends that there must be organized an intensive beaver management on an ecological basis to maximize the improvement of the environment.

The fundamental of beaver management organization is its family. The basic principle is to preserve its maximal productivity, limiting at the same time the negative aspects. The hunters work in brigades within their own traplines for a lengthy period (Балодис, 1990).

REFERENCES

- Endselins J. Latvijas PSR vietvārdi. Rīga: LPSR LZA izd-ba, 1956. 1. sēj. 428 lpp.
- Wilde S.A., Youngberg C.T., Hovind J.H. Changes in composition of ground water, soil fertility and forest growth produced by the construction and removal of beaver dams // J. Wildlife Management. 1950: Vol. 14, N 2. P. 123-128.
- Балодис М.М. Бобр. Рига: Зинатне, 1990. 272 с.
- Вендров С.Л., Дьяконов К.Н. Водохранилища и окружающая природная среда. М.: Наука, 1976. 136 с.
- Дьяков Ю.В. Бобры Европейской части Советского Союза. Смоленск: Моск. рабочий, Смоленское отделение, 1975. 480 с.
- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Паавер К.Л. Формирование териофауны и изменчивость млекопитающих Прибалтики в голоцене. Тарту: АН ЭССР, 1965. 495 с.

БОБРЫ И ОСНОВЫ БОБРОВОГО ХОЗЯЙСТВА ЛАТВИИ

М. Балодис

Резюме

Крупнейшие грызуны Северного полушария – бобры – начали заселять территорию нынешней Латвии и тем самым формировать долинные ландшафты вскоре после отступления ледников.

Одновременно образовалась на редкость богатая и устойчивая экологическая ниша бобра. После заселения территории человеком бобру принадлежала важная роль в быту народов. Начиная уже с третьего тысячелетия до н.э. бобр являлся важным охотничьим объектом. Огромное богатство бобров было полностью истреблено в 1871 (или 1873) году. Функции его экологической ниши начали сокращаться гораздо раньше – пересыхали ручьи и пруды, паводки стали разрушительными, обеднела флора и фауна. Все же этот процесс в Старом Свете проходил медленно и малозаметно.

В результате успешной реакклиматизации, иммиграции из соседних территорий и переселения местных животных количество бобров в Латвии на 1990 г. оценено в 50000 голов (предварительное определение); их территориальное размещение крайне неравномерное. Ежегодный прирост поголовья 25 %, ежегодный отлов в последние годы – около 5000 бобров.

В последнее двадцатилетие экологическая ниша бобра приобретает новые экологически очень важные функции – из пруда вытекает относительно чистая пресная вода, выравнивается режим стока, обогащается флора и фауна, на дне бобрового пруда накапливается плодородный ил. С другой стороны, освоенный на самотек рост поголовья бобров, является причиной затопления ценного леса и сельскохозяйственных угодий, требующих немедленных профессиональных решений, учитывая не только причиненный ущерб, но и достоинства экологической ниши бобра.

Но это возможно только при интенсивном ведении бобрового хозяйства.

ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ В ЛЕСНЫХ БИОТОПАХ НА РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЗАЙЦА-РУСАКА

О. Белова

ЛитНИИЛХ, Каунас, Литва

Введение

Снижение численности зайца-русака, охватывающее большую часть ареала его распространения, стимулировало исследование экологии зайцев, причин депрессионных процессов. Анализ литературных источников и результаты наших исследований 1986–1987 гг. подчеркнули лимитирующее влияние антропогенных факторов популяции зайцев. Это влияние детонируется проявлением и нестабильностью природных факторов. До сих пор основное внимание обращалось на жизнеспособность популяции, изменения возрастной структуры, вызванные антропогенизацией. Но чаще акцентировался один из природных факторов и его влияние на статистические показатели численности зайцев. Имевшихся данных недостаточно для решения проблем сегодняшнего дня – или из-за в сущности изменившихся условий, или по случаю неподобия условиям Литвы. Наши исследования дали основу подготовки экологической оценки биотопов зайцев, в т.ч. оценки конкретно влияния антропогенных факторов в лесных биотопах на распределение зайцев.

Методы и объем работ

Исследования проведены в 5 стационарах (А-I, А-II, А-III, С-II и Д-V, где А, С, Д – обозначение экономической группы, I, II, III, V – группы лесистости) с лесопокрытой площадью 10 261 га, различных по лесистости, плотности населения зайцев, экономическому использованию, в 3-х основных физико-географических районах Литвы. Использован метод учета на ленточных маршрутах следов жизнедеятельности зайцев (пробная лента 100х4 м на каждый километр). Тропление использовали при наличии снегового покрова. Определяли интенсивность посещения биотопов $I_i = \sum n/i$ и коэффициент группирования G' . Рассчитывали экологический индикатор условий местообитания зайцев по показа-

телям суточной активности, параметрам участка обитания: площадь участка $S = LP$, коэффициент его кривизны K_k , др. Продолжительность наблюдений непосредственно за зайцами определялась длительностью нахождения зверей в поле зрения и составила 294 часа-сеанса (сеанс = 60 мин.). Выделяли парные, групповые концентрации особей, $n = 11$, из них 8 групповых. Взаимоотношения зайцев оценивали по 9-типовой классификации. Всего пройдено 370,4 км маршрута за невегетационный и вегетационный периоды и 17 троплений (1986–1989 гг.).

Результаты исследований

Распределение зайца-русака на территории обитания, использование ее отдельных частей зависит от кормности, защитности, мозаичности угодий, сезона года, времени суток, физиологического состояния зайцев. Общая площадь обитания ("жизненное пространство") русака в среднем 106,8 га (до 312,2 га) в антропогенизированном ландшафте при его интенсивном преобразовании и увеличении монотонности снижается до 22–53 га. Наиболее используема территория в поперечнике $D = 2,42 \pm 0,30$ км, $\sigma = 1,08$, $V = 44,6$ %, конфигурация которой $I_p = 1,050 - 1,752$, коэффициент кривизны $K_k = 3,88 - 5,24$ при площади суточного участка одной средней особи $10,2 \pm 4,5$ га. Комплексное воздействие антропогенных и природных факторов, усугубляемое их контрастностью, концентрирование мест биотехнических мероприятий без учета экологии русака вынуждает его к перераспределению участков обитания. Это же ведет к нарушению издавна сложившихся социальных взаимоотношений, увеличивая предрасположенность к синантропизации. При этом наличие групповых участков обитания русака ($S = 47,7$ га при длине наследа 5,05–9,54 км и одновременном использовании кормовых мест и лежек, $n = 158$) и их значительное перекрытие (индекс перекрытия $I_p = 16,42$, $\lim 9,18 - 23,67$, т.е. отдельные части участка используются несколькими зайцами) как центральными, так и периферийными зонами является признаком формирования группировок 2-го уровня интеграции, чаще гетерогенного характера, в определенных местах благоприятного существования (кормозащитность, другие локальные черты участка). Такие группировки зайцев не преемственны генетически и не имеют постоянства. Явление группирования характерно как непосредственно в зимний период, к началу вегетации и в период вегетации при снижении кормового благополучия. Наблюдаемые группы зайцев лишены определенных демографических показателей с разным количеством старых, зрелых, молодых зайцев. Такого типа группировки называются "неофициальными". Преобладают взаимоотношения взаимопроникаю-

щие. Распределение зайцев принимает характер контактного случайного, когда критерий значимости распределения отношения $\sigma^2/I_i > I$ (табл. 1) во всех местах исследования. Распределение значимо на уровне $< 5\%$. Это указывает на непостоянство взаимоотношений при преобладании пресса и нестабильности влияния условий среды обитания.

Таблица 1

Характер распределения зайца-русака на исследуемой территории

Стацио- нар	Гл. тип древос- тая	Средн. I_i , $M \pm m$	Козффи- циент, G	Дисперсия, σ^2	Показатель контактности, K $\sigma^2/I_i \geq I$	Значи- мость отличия, p'
A-I	Е+Л, Л+Е	5,36± 0,33	0,54	20,77	3,88>I-кон- тактное	0,042
A-II	Л, Л+Е	4,18± 0,55	0,53	24,13	3,36>I-кон- тактное слу- чайное	0,069
A-III	Е+Л, Е+С	5,15± 0,40	0,50	18,78	3,63>I-кон- тактное	0,025
C-II	Е+С	5,14± 0,30	0,46	17,53	3,41>I-кон- тактное	0,011
D-V	С, С+Е	2,38± 0,23	0,38	16,12	6,77>I-кон- тактное	0,032

Группирование основывается на неантагонистических взаимоотношениях зайцев с игнорированием индивидуальной дистанции и синхронизацией различных типов поведения. Признак случайности зависит от распределения посещаемых стадий, где высока значимость агрегативности ($G > 0,1$), и от частоты наличия переходных стадий, где следы встречаемости единичны ($G \leq 0,10$). Анализ данных подчеркивает основные показатели неоптимальности среды обитания по увеличению числа переходных стадий, когда $I_i \leq I$ и $G \leq 0,10$ при значительном перекрытии участков. Интеграции русака в кормозащитных местах в условиях ослабления популяции имеют важность для его лучшего выживания. Эти места неравномерных интеграций в ситуации снижения численности приобрели характер "стадий переживания" зайцев. Так, антропогенные факторы, в том числе биотехнические мероприятия поддерживающего характера при их важности в условиях нестабильности природной обстановки способствуют концентрации зайцев в местах высокой кормозащитности ($I_i = 92,0$ при

$G = 2,83$ посадок жарновца метельчатого, соответственно 33,0 – топиамбура, людерны, 13,25 при $G = 0,47$ – площадок рекреационного назначения, 17,30 и 0,75 – на линии контакта растительных формаций мелиорационных каналов, 29,25 при 1,31 – биотехнических рубок леса, изреживания, 19,5–23,0 при 0,77 – омолаживания подлеска, посадки на пень, 17,3 при 0,75 – мест бывших усадеб в лесах, молодняков ЛС I а кл. возраста – 4,80 при 0,81 и др.), создавая визуальность увеличения численности населения зайца-русака. Но одновременно увеличивается кормозащитная нагрузка на эти угодья, имеющие роль амортизатора между потенциями популяции зайца и емкостью его местообитаний. В то же время при ухудшении условий среды (нестабильность, контрастность природных условий, резкое антропогенное вмешательство) взаимоотношения зайцев приобретают характер “ролевых установочных” с обострением иерархии, ведущим к отторжению части популяции в менее благоприятную для выживания среду.

В таких условиях положительное влияние на популяцию зайца-русака оказывает комплексное рациональное ведение лесохозяйственного хозяйства. Преобразование лесных угодий и определенные лесохозяйственные работы благоприятствуют осваиванию лесных угодий зайцем-русакom. Приоритет имеют древостой определенного состава 2–3 возрастной группы: смешанные и елово-сосновые, лиственные с примесью ели средней сомкнутости и 0,4–0,5 сомкнутости, определенных местопроизрастаний (табл. 2) с условием подлеска средней густоты или редкого, группового покрытия (интенсивность посещения 3,56–6,17), молодняки Ia класса возраста ЕЛ, Е+ТЛ, ТЛ, декоративные посадки, питомники.

Общий индекс посещения лесных биотопов довольно высок – 5,88, а эффект группирования – более I. Особо выделяются биотопы NBL (нормального увлажнения песчаные, супесчаные почвы в древостоях), LCL (временного избыточного увлажнения легких почв древостоев). Освоение лесных биотопов тройкое в зависимости от соотношения неоднoкачественных площадей. Хуже всего осваиваются участки без защитных мест. Если кормовые участки контактируют с растительностью, непригодной для укрытий, освоение территории благоприятных участков уменьшается уже до линии контакта с “плохими” участками (заросли, отсутствие подлеска, сплошные вырубki I-й стадии сукцессии, захламленность, непередпочитаемые местопроизрастания, др.). Линии контакта разных лесных участков интенсивнее используются до 100–300 м от такой линии. Такое освоение нехарактерно в однообразных, больших кормовых площадях. Особое значение здесь имеет мозаичность, увеличивающая качество террито-

рии. Оптимальный вариант – сочетание кормовых и защитных мест. Например, древостой 2 и 3 групп возраста средней сомкнутости со среднегустым группового покрытия подлеском (преобладание дуба, орешника, групповых пятен малины, единичных елей), черничного, кислично-черничного, кисличного, чернично-брусничного, других местопроизрастаний, контактирующие со смешанными молодняками 1а класса возраста. Дальше от линии контакта освоение снижается. При этом доминирование определенных условий в биотопе определяется отношением освоенных кормов (на практике – визуальное наблюдение кормовых точек) и оставленных экскрементов и их распределения (отдельные, групповые). Именно определенные лесохозяйственные мероприятия осуществляют необходимую черту освоения – мозаичность и сочетание “питание-защита”. Качество участков обитания зависит от формирования древостоя, структуры изменений (рубки ухода, гидромелиоративные работы, проведение коммуникаций, натуральный ход развития). Здесь важны 3 основные направления хозяйственных работ, когда 1) возобновление не меняет свойств участка и не меняются основные породы, вместе с тем участок остается или кормовым, или защитным, или комплексным, 2) меняются основные породы – лиственные вместо хвойных, например, – и меняют значение участка и 3) частично изменяется видовой состав растений участка – именно тогда русаку создаются благоприятные условия. Эти направления непостоянны во времени. Как зверь II стадии сукцессии, заяц склонен к освоению площадей с растительностью II стадии сукцессии (так, вырубки сплошные I стадии сукцессии имеют $I_i = 0,0$, а II-й стадии сукцессии – $0,01-0,06$). Долговременные изменения лесных биотопов приобретают характер природных изменений во времени. Положительно оцениваемые мероприятия для распространения зайца-русака и его существования: рубки ухода в молодняках, постепенные и выборочные рубки в древостоях II–III кл. возраста, особо отметим осветление, прореживание ($I_i = 14,48-31,02$), посадка на пеня, омолаживая подлесок. Но отрицательный фактор, значительно характерный – захламление, очень снижает значение участков для зайца ($I_i = 0,001$). Для улучшения положения популяции зайца и освоения им лесных биотопов применимы мероприятия как общего конструктивного (увеличивая кормозащитный потенциал), так и локального характера (сезонные). К I группе в посещаемых зайцем местах следует отнести именно биотехнические рубки с дисперсным размещением порубочных остатков видов: осина, ива, дуб, клен, береза I–II класса возраста; кормозащитные посевы, полосы ($I_i = 260,4$); названные рубки ухода; формирование молодняка с внедрением кормовых растений в междурядьях, $I_i = 32,5-48,7$ при 8С2Б, ЮС+Дуб,

жарновец, др. Практически же пока осуществляются некоторые меры II-й группы, как дополнительное кормление, но некачественное, без учета нужного ассортимента, физиологических потребностей русака, приоритетных местообитаний.

Таблица 2

Явление группирования зайца-русака в определенных местопрорастаниях древостоев

Основные биотопы	Местопрорастания древостоев	Показатель группирования, G
Лесные угодья: Смешанные	—	0,42
	ox	0,63
	ox-h	1,15
	ox-n	0,14
	mh	0,09
	c-mh	0,67
	c-cal	0,45
	ur	0,71
	m-sph	0,59
	ox-m	0,54
	mv	0,45
	vm	0,97
	v/l/	0,50
	v/cl/	0,48
Лиственные с примесью ели	—	0,87
	mh	0,48
	c-mh	0,24
	c-cal	0,00
Еловые+C	—	0,32
	ox	0,27
	ox-n	1,33
	mh	0,00
	c	0,001
	c-mh	0,00
	aeg	0,01
	ox-m	0,15
	m-ox	0,31
	mv	0,26
	vm	0,30
	v	0,01
Сосновые	—	0,29
	cl	0,25
	v	0,15
	vm	0,29

Таким образом, значительные колебания условий обитания зайцев обуславливают многообразие их социальных взаимоотношений, перераспределение территориальности к распаду интеграций и случайное распределение на территории обитания при $\sigma^2/I_i \leq I$ и обратный процесс к контагиозному распределению при $\sigma^2/I_i > I$, что является показателем лабильности русака. При этом признаком неоптимальности биотопов является рост степени перекрытия участков обитания и числа переходных стадий, когда интенсивность посещения биотопов ниже или равна I , а степень агрегативности – ниже 0,10. В таких условиях благоприятно проведение лесохозяйственных работ, реализующих условие мозаичности при внедрении биотехнических мероприятий общего конструктивного действия и локального характера. Активное использование в течение года лесных биотопов наряду с прилегающими к ним полевыми биотопами, лабильность эволютической структуры популяции русака имеют характер механизма экстренной целенаправленной поведенческой адаптации зайца. Это определяет целесообразность социального и пищевого поведения русака в преобразованном агролесоландшафте и способствует формированию смешанного экотипа русака при повышении его эвритопности и синантропизма.

INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS ON SPATIAL DISTRIBUTION OF EUROPEAN HARE IN WOODLANDS

O. Belova

Summary

The material has been collected in five stations (in total 10.261 hectares) characterized by different stages of forest development. The aim of the study was to estimate the influence of anthropogenic factors on the spatial distribution of the European Hare in woodlands. The estimate the activities of hares a belt-count carried out. The size of the belt was 100 x 4 m, the total of the counted area 370.4 km. On the basis of the obtained data the utilization intensity and coefficient of hare grouping G were found. The quality of the area for hares improves in correlation with the diversity of the area. The best area would provide good conditions – both for sheltering and feeding. The changes in biotope cause changes in hares' territorial behaviour. Certain devices of forest management enable us to improve the quality of areas inhabited by hares.

OBSERVATIONS OF BALTIC SEALS AND DOLPHINS ON LITHUANIAN SEACOAST

R. Skeiveris

Maritime Museum and Aquarium
Klaipėda, Lithuania

To collect and summarize information from 1982–1990 we used a questionnaire method. More than 200 forms of questionnaires were circulated among the staff of the Klaipėda Maritime Museum and Aquarium, Hydrometeorological Observatory, Zoological-Biological stations of the Academy of Sciences of the USSR (Rasyte, Rybači), as well as among fishermen, nature protection inspectors, borderguards, students, schoolchildren and other seaside residents.

We fixed all oral reports. We got 64 replies from 34 persons. Since 1935 seals have been noticed 58 times, the common Dolphin (Seapig) (*Phocoena phocoena* L.) – 4 and the White Dolphin (*Delphinapterus leucas* Pall) – 2 times.

Since 1950 the Common Seapigs haven't been noticed in Lithuanian coastal waters. However, up to these years it was seen quite seldom, animals used to get into the nets (Ivanauskas T., 1973).

The White Dolphin was seen not far from Juodkrantė (Grazulevičius, 1982) and Šventoji pers-comm. (by Skudinis). In the very same summer, evidently, the same species was noticed in the Gulf of Riga (Pilats, Šternbergs, 1983). It is interesting to notice that then White Dolphin has been seen only 8 times along the eastern coast of the Baltic during the period of 1576–1906.*

The Grey Seal or the so – called Horseshoe Seal (*Halichoerus grypus* Fabr) has been noticed 40 times from 58, the Common Seal (*Phoca vitulina* L.) – twice and the Ringed Seal (*Phoca hispida*) only once. 15 times the species were not determined. 8 animals were found dead. Seals were noticed laying on the shore for 14 times.

The earlier mentioned questionnaires and scientific research work carried out by the staff of the Klaipėda Maritime Museum have contributed to protecting Baltic mammals. There have been

* Such a decreased number of dolphins in the Baltic is evidently caused by the following factors: water pollution, poor food sources and very intensive shipping.

the very first positive results. Three 1-month-old grey seal pups were found at the Klaipėda harbour pier in 1987, 1988 and 1990.

In January 1990, after a hard storm, a female grey seal was found on the beach not far from Maritime Museum and on April 26, the same year there was noticed and on April 28 caught a month-old seal pup in the Curonian Bay at Klaipėda. This seal had the plate (N°LH-828) which was marked two weeks before by our Estonian colleagues on the southern coast of the Saaremaa Island. So this seal had swum about 300 km. Another ringed seal pup was caught near Nida coast in 1987.

Recently we have been keeping 12 grey seals in the pools and defence trench of the Maritime Museum and Aquarium. Two of them are foundlings and four were born here in the canal.

All three seal-species and the Sea Pig are, according to our recommendations, included in the Lithuanian Republican. List of Protected Animals as being in danger of becoming extinct. The Klaipėda Maritime Museum is becoming a centre of collecting information about Baltic sea mammals, in Lithuania.

REFERENCES

- Ivanauskas T. Pasaulio žvėrys. Vilnius: Moksas, 1973. P. 213.
Grašulevičius G. Stebėtas baltasis delfinas // Mūsų gamta. 1982. Nr. 9.
Pilats V., Šternbergs M. Baltvalis - *Delphinapterus leucas* Pallas, 1776 - Rīgas jūras līci; Retie augi un dzīvnieki. Rīga Lat ZTJZPJ, 1983.

ДЕЛЬФИНЫ И ТЮЛЕНИ НА БАЛТИЙСКОМ ПОБЕРЕЖЬЕ ЛИТОВСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

Р. Скейверис

Резюме

Данные о наблюдениях за дельфинами и тюленями собирались анкетным методом. Было распространено свыше 200 анкет. Фиксировались все устные сообщения. От 32 лиц получено 60 ответов. В период с 1935 по 1990 г. за тюленями наблюдали 54 раза, за обыкновенными морскими свиньями (*Phocoena phocoena* L.) - 4, за белухами (*Delphinapterus leucas* Pall.) - 2 раза.

Из 54 случаев наблюдений за тюленями, 36 раз наблюдали за серыми тюленями (*Halichoerus grypus* Fabr.), 2 - за обыкновенными (*Phoca vitulina* L.) и один раз - за кольчатой нерпой

(*Phoca hispida* Schr.). В 15 случаях вид тюленей не установлен. 8 индивидов найдены погибшими. 13 раз тюлени наблюдались отдыхающими на берегу.

В настоящее время тюлени в прибрежных водах Литвы довольно редки, но распространение анкет и работа Морского музея и аквариума в области исследования и пропаганды охраны ластоногих Балтики дали первые ощутимые результаты: два малыша серого тюленя (месячного возраста) в 1987 и 1988 г. возле молов порта Клайпеды были отловлены живьем и доставлены в музей. В 1987 г. один малыш колчатой нерпы (месячного возраста) отловлен возле п. Нида. В 1990 г. на морской побережье рядом с Морским музеем поймана большая взрослая самка серого тюленя. В бассейнах Морского музея теперь живут 12 серых тюленей, в том числе два из них найдены, а четыре родились здесь, в канале.

По нашим рекомендациям, все три вида тюленей и морские свиньи были включены в список охраняемых животных в нашей республике, как исчезающие виды. Клайпедский морской музей и аквариум постепенно становится центром сбора всей информации о замеченных морских млекопитающих в Балтийском побережье Литвы.

KEEPING AND BREEDING OF GREY SEALS IN KLAIPEDA MARITIME MUSEUM AND AQUARIUM

A. Grušas

**Maritime Museum and Aquarium,
Klaipeda, Lithuania**

Eight grey seals (6 males and 2 females) were brought from the Hiiumaa Island (Estonia) to Klaipeda Maritime Museum and Aquarium, in 1982–1990. They were put in the defence canal. The square of enclosure is 300 m². The water-level in the canal depends considerably upon the level in the Curonian Bay. There were made two artificial islets each 12 m² in the canal. Seals were fed twice a day with cod and sprat.

First seal pups were born in 1987. One of them appeared prematurely on January 1, dead (lifeless, inanimate), the other – successfully on March 8. Its mother fed it for 10 days, then we were forced to take it away and feed it with minced fish. The canal was covered with ice that year.

Two more seals were born in 1988. Unfortunately one of them died at once. The newborn seals died in 1989. The reasons:

1. No ice in the canal.
2. High amplitudes of water fluctuation.
3. Islets not litted for breeding.

The same females calved 2 seals (1; 1) in the spring of 1990. They fed their pups successfully. Lactation period lasted for 14 days and nights.

To breed seals in captivity we need islets of entirely another construction and water level regulation in the canal.

СОДЕРЖАНИЕ И РАЗВЕДЕНИЕ СЕРОГО ТЮЛЕНЯ В КЛАЙПЕДСКОМ МОРСКОМ МУЗЕЕ И АКВАРИУМЕ

А. Грушас

Резюме

Восемь серых тюленей (6 самцов, 2 самки) в 1981 г. были привезены с острова Хийумаа (Эстония) и помещены в ограждение канала музея. Площадь ограждения – 300 м². Уровень воды в канале прямо зависит от уровня в заливе. Были смонтированы два острова 12 м² каждый. Кормили тюленей два раза в день треской и салакой.

Первые тюленята появились в 1987 г. Один из них родился преждевременно 1 января, мёртвым, а другой – 8 марта, успешно. Мать его кормила 10 дней. Позже были вынуждены отнять и принудительно кормить рыбным фаршем. В 1987 г. канал был покрыт льдом.

В 1988 г. опять родились два тюлененка, но один из них погиб.

В 1989 г. погибли все три родившиеся тюленята. Причины гибели:

1. Не было льда на канале.
2. Большие амплитуды колебания воды.
3. Острова совсем непригодные для разведения тюленей.

В 1990 г. те же самки опять принесли двух тюленят (1; 1). Самки успешно выкормили своих малышей. Время лактации – 14 суток.

Для дальнейшего успешного разведения серых тюленей в неволе обязательно нужны острова совершенно новой конструкции, регуляция уровня воды в канале.

THE SURVEY OF THE BALTIC GREY SEAL PUPS IN THE WEST-ESTONIAN ARCHIPELAGO AFTER EXTREMELY MILD WINTER IN 1990

V. Pilats

Latvian Academy of Sciences,
Institute of Biology,
Salaspils, Latvia

Introduction

The Baltic Grey Seal *Halichoerus grypus baltica* Nehring, 1886 is considered a typical ice-breeding pinniped. Breeding generally occurs on ice floes in the Gulfs of Bothnia, Finland and Riga as well as in the Northern part of the Baltic proper (Hook, Johnels, 1972). The coverage and location of suitable drift ice varies from year to year. Census of the pups in such conditions is extremely difficult and scientific data on real pup production of the Baltic Grey Seal is almost lacking. Only a few theoretical calculations for the reproduction outcome have been made (Olsson, 1977; Almkvist et al., 1980; Helle, Stenman, 1988).

It is believed that Baltic Grey Seal gives birth on rocky islets only on exceptional cases (Curry-Lindahl 1965). Yet we have heard several narrations from local fishermen and former seal hunters that in the West-Estonian (W-E) Archipelago, seals give birth on islets quite often after mild winters. References concerning whelping of both Grey and Ringed Seal on land can be found also in some Estonian papers (Leis, 1960; Aruste, 1962; Soosaar, 1976). Indications about possible seal breeding on islets after the mild winter of 1989 were also recieved. The following winter was even warmer. The ice cover did not form at all in the Gulf of Riga and in the coastal waters of the W-E Archipelgo. Thin ice cover of restricted area was formed only in the Bay of Pärnu. It was decided to survey the islets of the W-E Archipelago during whelping season in order to check up the narrations about seal breeding on islets as well as to do pup census, if they would be found.

Study area and methods

The study area includes the West-Estonian Archipelago in the eastern part of Baltic. It consists of four big islands and more than 400 isles and islets. To find those areas where pupping could take place, we first interviewed local fishermen and former seal hunters. Four islets and reefs (Allirahu, Innarahu, Laevarahu and Selgrahu) were mentioned as main possible breeding grounds (Fig. 1).

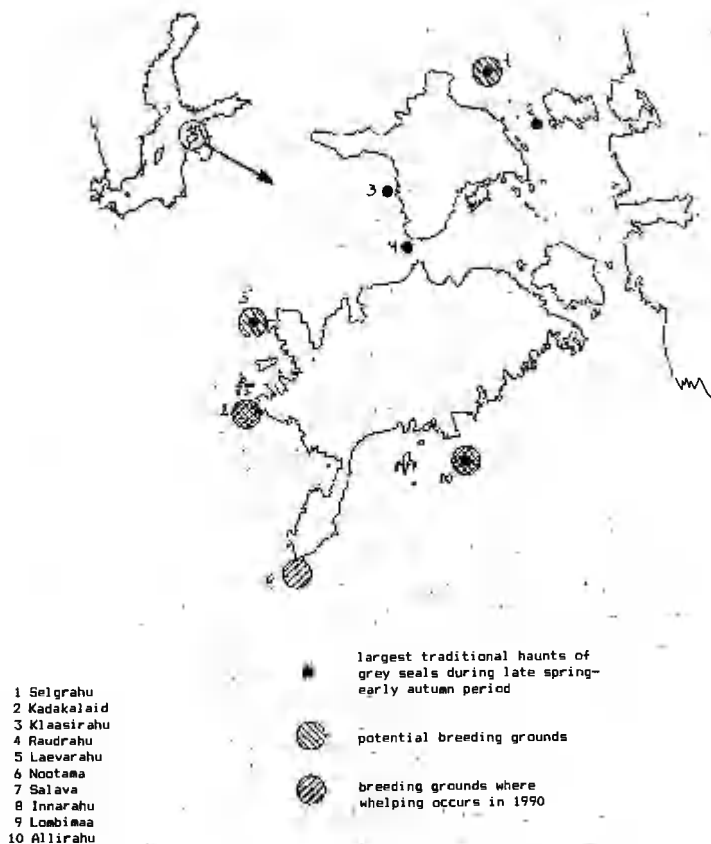


Fig. 1. Study area.

In order to inspect the potential breeding grounds as well as other islets of the W-E Archipelago, two aerial surveys by helicopter were performed. The breeding season of the Baltic Grey Seal lasts from late February until early April (Hook, Johnels, 1972). Therefore

one flight was performed at the beginning of the whelping season (on March 6) and another one at the end of this period (on March 29). The number of pups were estimated from direct counts performed by one (on the first survey) or two observers (on the second survey). All breeding colonies were also visited from the land in order to judge the plausibility of air census as well as to estimate pup mortality and also to tag pups. Small boats were used to reach those islets where whelping was stated. The age of grey seal pups handled for tagging operations was estimated using the illustrated ageing instruction compiled by Staffan Söderberg (1978). The "Jumbo Rototags" kindly supplied by the Finnish WWF were used.

Results and discussion

Three breeding colonies of the Baltic Grey Seal were found on the islets of the W-E Archipelago (Fig. 1) during seal surveys in March and April of 1990. Results of pup counts on these breeding grounds are given in Table 1. Additionally 4 females with pups were observed on Nootamaa (Fig. 1) during the second aerial survey. Two pups were found on Salava, neighboring island of Nootmaa, as well as several pups on the coast of Saaremaa according to information given by local fishermen. Obviously most of the additionally found pups can be regarded as grey seals considering, that breeding of the Ringed Seal occur on small stretches of ice in the Bay of Pärnu – their traditional breeding place. Nevertheless it is possible that some of the pups found in the W-E Archipelago could be ringed seals. Pups found on the Latvian coast were of both species. For example, of the 9 pups brought to the Riga Zoo, 4 were grey and 5 were ringed seals.

The greatest number of grey seal pups were counted during the second aerial survey. The most accurate results were obtained during censuses performed on Allirahu – the breeding ground which consists of a main islet (in Table 1 marked with "A") and several reefs. Pups were found on two of them (marked with "B" and "C"). This was also the most numerous breeding colony where the presence of more than 200 pups by combined censuses from air and land were revealed. A total of approximately 200 pups were also found in two other breeding colonies; on islets Innarahu and Lombimaa. Thus the greatest number of grey seal pups counted almost simultaneously on three breeding colonies in the W-E Archipelago were approximately 400 individuals. Of these 400 pups 124 or ca 31 % were found dead. 114 or ca 28 % of the total or ca 40 % of alive pups were tagged during following surveys on land.

Our data confirm previous narrations about seal whelping on islets in the W-E Archipelago. The ability to breed both in ice and land is essential for seals in the East Baltic as mild winters and

Table 1

Number of Grey seal pups in breeding colonies

Breeding colonies	Allirahu				Lombinaa		Innataku		great total
	A		B		total	alive	dead	alive	dead
	alive	dead	alive	dead					
Date	alive	dead	alive	dead	total	alive	dead	alive	dead
6.03*	10	15	30	4	10	-	-	ca 50	ca 60
27.03**	143 (21)								
29.04*	ca 120		30		207				ca 400
11.04**	19 (17)	11 (1)	15 (13)	4		ca 50		ca 150	
12.04**						23 (21)	4		
13.04**								36 (36)	83

* - counts from helicopter,

** - counts from land,

() - number of tagged pups,

A,B,C - separated rookeries.

therefore lack of ice are rather common phenomena there. Whelping on land occurs in the same way as on ice, i.e. mainly in colonies. Our observations allow us to state that the Baltic Grey Seal shows the same wide variability in the choice of breeding grounds as this species does in the whole breeding range (see e.g. Bonner, 1981). This applies at least to that part of the Baltic Grey Seal population which inhabits the waters of the East Baltic. In iceless conditions, grey seals give birth on the same islets and reefs in the W-E Archipelago which to them serve as traditional haunts (see Fig. 1). Only the pattern of use of these islets and reefs is different during breeding and non-breeding seasons. Outside the breeding season grey seals, as a rule, haul-out on rocks, little above or under water level which are situated around the islets and reefs. Very seldom they haul-out in large aggregations on the flat reefs themselves. On the contrary during whelping season grey seals, at least pups and females with pups, were found lying in disperse colonies over more or less the entire territory of islets and reefs, even far from the coast-line and rather high above water level. For example, the flat tops of all three islets which served as breeding grounds were some 1.0-1.7 m above the water level. Pups lying in the middle of the islets were situated 10-20 m from the coast-line. All three islets are composed mainly of pebbles. Some parts of the beach on Allirahu and Lombimaa are sandy. One reef (B) near the Allirahu is entirely sandy. On another reef (C) and on the part of Allirahu itself there are lot of big rocks also. Only few pups were lying among these rocks. Innarahu has low shrubbery on its top. During the land survey most of pups already moulted, were found lying under these shrubs. There are no rocks for haul-out around Innarahu. Grey seals do not haul-out here from late spring until early autumn. They gather on Innarahu mainly during winter months, when stormy weather prevails and rocks round the other islets are not suitable for haul-out.

Stormy and rainy weather seems to be the main reason for the pup mortality in the spring of 1990. Great waves rolling onto the beaches can drown, wash into the sea, or hit the pups against the stones, especially those several days old, which are situated close to the coast-line. Young pups were exposed to cooling due to large waves and rainy weather, which may also cause death. The pup mortality rate was much greater on Innarahu than on other breeding grounds (Table 2). This could be explained by the topography of that islet. Innarahu has comparatively steeper beaches than other islets and are more exposed to great waves due to its geographical location. Some dead pups found on this islet were even partly buried under pebbles. It is quite possible that some pups have been washed into the sea, so the pup mortality there could be even greater than recorded.

Table 2

**Mortality rates of Gray seal pups
in breeding colonies**

Breeding colonies	Number of pups		Pup mortality %
	all	dead	
Allirahu	207	37	18
Lombimaa	ca 50	4	ca 8
Innarahu	ca 150	83	ca 55
Total	ca 400	124	ca 31

Some pups handled during tagging operations were found with signs of external injuries and illness. Infected eyes, abscesses, diarrhoea and starvation were recorded. These observations are in great contrast with those of O. Hook and A.G. Johnels (1972) who did not record ill or dead pups among those who were born on the ice. Our observations confirm the statement of these authors that breeding on ice in cold have beneficial effect upon the pup's health. On which breeding grounds – ice or land – the survival of pups is greater, it is hard to state for the present as mortality rate of pups born on ice is unknown. Stormy weather destroying ice could also create high pup mortality. The pup mortality rate recorded on the islets of the W-E Archipelago in spring 1990 are comparable to that recorded for the Eastern Atlantic Grey Seal stock which breeds on rocky shores (see e.g. Bonner, 1975; Summers et al., 1975).

Absence of pups on the other two potential breeding grounds (reefs Laevarahu and Selgrahu) was directly due to stormy weather during seal breeding season. Both reefs were almost completely under water level. The water level in the spring of 1990 was about 1 m higher than usually at this time at the W-E Archipelago due to very strong western winds. Approximately 80 fullgrown grey seals (obviously mainly immature animals) were observed during second aerial survey on Selgrahu, the most northern seal islet in the W-E Archipelago, when water level was already partly subsided. Where did grey seals inhabiting this region breed in spring 1990 is still an open question. It seems more possible that they migrated northward to find suitable ice instead of moving outhward to find a suitable islet for pupping. The first possibility is indirectly indicated by the fact that in this region two grey seal yearlings drowned in bag-nets were found in 1986 and 1988. These seals were tagged as pups on the ice near the Finnish coast. Although movement of the Grey Seal from one Baltic region to another is documented by tagging (see e.g. Almkvist et al., 1980) it seems that the W-E Archipelago is inhabited by a rather stable local subpopulation. It is possible that

within this local subpopulation several groups or herds clustering at the same traditional haunts can be recognized. According to Tiit Aruste (1962) three groups of the Grey Seal breed in the East Baltic: one on or near Selgrahu, another one on or near Innarahu and the third in the Gulf of Riga. Nevertheless we can not ignore possibility that part of the Grey Seal stock from the Swedish coast of the Baltic every winter migrate to the East Baltic searching for suitable ice for breeding. These seals, when suitable ice is lacking can also breed on islets in the Western part of the W-E Archipelago.

The results of pup censuses indicate that our surveys cover more or less all the breeding season. Pups were found only on two islets and in rather small numbers during the first survey on March 6. The whelping obviously first started in Innarahu. The first pups according to the visual observations from the coast of Saaremaa appeared there approximately on February 20. (Arvo Kullapere, pers. comm.). It means that during our first survey all pups born on Innarahu have still to be on this islet. Pups appeared also on other islets and reefs and their total number increased sixfold on March 29 when second aerial survey was performed. Two days before this survey pups were counted from land and tagged on Allirahu. Most of pups were some 10-17 days old at this time. It means that the peak of pupping there and quite possibly on other breeding grounds too coincide approximately with the second week of March. Some pups on Innarahu have to moult and could leave this islet at the moment of second aerial survey. Nevertheless it seems that the number of such pups could not be great. The reason is the high pup mortality in Innarahu. The survey from land revealed very many several days old pups which could have died due to strong storms in late February and the beginning of March. All these dead pups were repeatedly counted during the second aerial survey.

Last surveys from land indicated that the pupping ended during the first week of April. Only some 12-20 pups per all breeding colonies were younger than two weeks, i.e. born after the second aerial survey. It can be stated that the second aerial survey happened to be in the period when maximum amount of pups were on islets, and the number of pups counted during this survey more or less coincided with the total number of pups born in the three breeding colonies. We can suppose that the total pup production of the Grey Seal in the East Baltic reached at least 400-450 individuals in the spring of 1990, as some pups could have left the breeding colonies before and some could have been born after the second aerial survey, others could have been born outside the main breeding colonies.

The obtained results are highly surprising. The number of grey seal pups born in the spring of 1990 turned out to be much greater than could have been expected not only for the East Baltic but

it also exceeded the theoretical calculations about pup production in the whole Baltic. Previously (Pilats, 1989a) it was stated that the yearly pup production of the Grey Seal could reach about one hundred in the Gulf of Riga. Now it turns out to be twice as much. The stock of grey seals in the W-E Archipelago was estimated to be about 500-700 specimens (Pilats, 1989b; Jüssi et al., in press). Such stock of course can not produce more than 400 pups even if some additional seals for whelping arrived from other Baltic regions.

The whole present Grey Seal population in the Baltic is estimated at some 2.000 animals (Stenman, 1988). Unfortunately the exact number of pups produced by the Baltic Grey Seal population is unknown. Two different models are used calculating the theoretical pup production of the Baltic Grey Seal population. The first simple model for the reproduction outcome was built on the assumption that 80 % of females possess reproductive failures due to contamination with PCBs (Olsson, 1977). According to this model the yearly reproduction outcome for population of 2.000 grey seals is only 160 pups (Almkvist et al., 1980). Later it was stated that the reproductivity of the Baltic Grey Seal is not yet so low or has partly recovered, and therefore the annual outcome for population of 2.000 animals can be estimated at the level of 340-400 pups (Helle, Stenman, 1988). So the number of grey seal pups born in the East Baltic in 1990 exceeded the theoretical grey seal pup production even for the whole Baltic in both calculations.

The reason for such discrepancy could be only one: the number of grey seals in the East Baltic as well as in the whole Baltic is underestimated.

Knowing the pup production we can calculate the Grey Seal stock in the East Baltic. If we use a multiplier of 3.5 suggested for the Atlantic Grey Seal by H.R. Hewer (1964) with our pup counts (400-450 individuals), the total stock of grey seals in the East Baltic can be estimated at 1.400-1.600 specimens. Using the same simple model as E. Helle and O. Stenman (1988), which consider the Baltic Grey Seal contamination with PCBs, corresponding numbers reach even the level of some 2.200-2.400 specimens. Obviously the true number lies within these extremes being closer to the first one, as among females whelping in the East Baltic could be specimens arrived from other regions. So considering certain discretions it can be assumed that the present stock of the Grey Seal in the East Baltic comprises some 1.500-2.000 specimens.

Acknowledgements

The aid and support of a large number of persons was essential to carry out this study. The support of the Frontier-guards Forces for carrying out two flights with a helicopter is gratefully acknowledged.

I am very grateful to Mr. Hillar Lipp, a fisherman and amateur ornithologist, for his help in the census during the second aerial survey. I am greatly indebted to the local fishermen Aksel End, Kalev Paju and Olev Palts for conveying me by boat to the islets where the whelping of seals occurred, as well as for assistance in the tagging operations. Tagging of pups would not have been possible without the arrangement efforts and direct assistance of Estonian seal researchers Himot Maran, Mart and Ivar Jüssi, and the tagging equipment kindly supplied by the Finnish WWF. Many thanks are due to Dr. Janis Viksne and Dr. Varis Liepa for the reading of the manuscript.

REFERENCES

- Almkvist L., Olsson M., Soderberg S. Salar i Sverige // Svenska Naturskyddsforeningen Stockholm, 1980. 80 p.
- Aruste T. On the biology of seals in Estonian (in Estonian). Manuscript (M.S. Thesis). 72 p. University of Tartu, Department of Zoology, 1962.
- Bonner W.N. Grey seal *Halichoerus grypus* Fabricius, 1791. // Handbook of Marine Mammals. Vol. 1 / Ed. S.H. Ridgway and R.J. Harrison. London: Acad. Press, 1981. P. 111-144.
- Bonner W.N. Population of grey seals at the Farne Islands, north-east England // Rapp. p. — v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer. 1975. Vol. 169. P. 366-370.
- Carry-Lindahl K. The plight of the grey seal in the Baltic // Oryx. 1965. Vol. 8. P. 38-44.
- Helle E., Stenman O. What is the pup production of the Baltic grey seal? // ICES C.M. 1988. N 9. 4 p.
- Hewer H.R. The determination of age, sexual maturity, longevity and a life-table in the grey seal (*Halichoerus grypus*) // Proc. Zool. Soc. Lond. 1964. Vol. 142. P. 593-624.
- Hook O., Johnels A.G. The breeding and distribution of the grey seal (*Halichoerus grypus*, Fab.) in the Baltic Sea, with observations on other seal of the area // Proc. R. Soc. Lond. B. 1972. Vol. 182. P. 37-58.
- Jüssi M., Kuresoo R., Laanetu N., Maran H., Talvi T. Survey of seals in Estonia in 1989. In press.
- Leis M. The Ringed seal in the Gulf of Riga (in Estonian) // Eesti Loodus. 1960. N 1. P. 17-21.
- Olsson M. Mercury, DDT and PCB in aquatic test organisms. Baseline and monitoring studies, field studies on biomagnification, metabolism and effects of some bioaccumulating substances harmful to the Swedish environment // National Swedish Environm. Protect. Board, PM 900. 1977. 139 p.
- Pilats V. Current status of seals within the Gulf of Riga and the Estonian Archipelago // Proc. Soviet-Swedish Symp., Moscow 1986. Influence of human activities on the Baltic Ecosystem. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1989. P. 26-41.
- Pilats V. Seal distribution and seal-fishery interactions in the East Baltic // NNA-Berichte. 2/2. 1989b. P. 107-114.

- Soosaar M. About the seals of the Baltic (in Estonian) // Eesti Loodus 1976. N 3, 4, 5. P. 162–168, 236–240, 309–316.
- Stenman O. L'abondance et la distribution des phoques gris dans l'archipel sud-ouest de Finlande durant les années 1974–1987 // ICES C.M. 1988 N 10.
- Summers C.F., Burton R.W., Anderson S.S. Grey seal (*Halichoerus grypus*) pup production at North Bona: A study of birth and survival statistics collected in 1972 // J. Zool. (London). 1975. Vol. 175. P. 439–451.
- Söderberg S. Ageing Grey seal pups: Unpublished instruction. Swedish Museum of Natural History, 1978.

РЕЗУЛЬТАТЫ УЧЕТА ДЕТЕНЫШЕЙ СЕРЫХ ТЮЛЕНЕЙ НА ОСТРОВАХ ЗАПАДНОЙ ЭСТОНИИ ПОСЛЕ КРАЙНЕ МЯГКОЙ ЗИМЫ 1990 ГОДА

В. Пилатс

Резюме

Балтийские серые тюлени традиционно считаются типичными представителями группы ластоногих, размножающихся на льду. Но из-за отсутствия льда в результате крайне мягких зим они могут размножаться и на суше. Это было подтверждено нахождением трех ценных колоний на островках и рифах во время нескольких учетов как с воздуха, так и с суши в Моонзундском архипелаге. Размножение серых тюленей на суше позволило впервые провести довольно совершенный учет щенков, по крайней мере тех, которые родились в Восточной Балтике. Общее количество щенков, учтенных более или менее одновременно в трех колониях, было примерно 400 штук. Приблизительно 31 % из них найдены мертвыми. Дожди и большие волны во время штормов – основные предполагаемые факторы смертности. Щенки, найденные на островках, отличались повышенной зараженностью болезнями по сравнению со щенками, обнаруженными на льду во время исследований других авторов. Щенный период на островах в Моонзундском архипелаге начался в конце февраля и закончился в начале апреля с пиком рождаемости во второй неделе марта. Общее количество щенков, родившихся в Восточной Балтике в 1990 г., определено по крайней мере 400–450 штук. Такая неожиданно большая рождаемость указывает на прежний недоучет запасов серых тюленей не только в Восточной Балтике, но и по Балтике в целом. Исходя из полученных результатов по количеству родившихся в Восточной Балтике щенков общее поголовье серого тюленя определено здесь 1500–2000 особей.

SUBFOSSIL SEALS FROM ARCHAEOLOGICAL SITE OF ASVA IN SAAREMAA

L. Lõugas
Tartu University, Estonia

Characterization of the settlement. The fortress settlement of Asva is situated in the south-eastern part of the Saaremaa Island (Fig. 1), in the present village of Asva. This settlement is located in the eastern part of a ridge of the former creek. Today the plateau of the settlement is 8 meters above the sea level whereas the neighbouring parts are somewhat higher.

Archaeological excavations have been carried out at Asva in the following years: 1938/1939 (directed by R. Indreko), 1948/1949 (dir. by A. Vassar and M. Schmiedehelm) and 1965/1966 (dir. by V. Lõugas).

The stratigraphy of Asva is shortly presented in Table 1.

Table 1

The stratigraphy of cultural site of Asva
(from V. Lõugas, 1970)

I layer of fenced fortification	a	building remnants and finds	Second half of the I millennium A.D.
	b	sterile layer of gravel, heaped up to elevate the edge of the hill	
II layers of fortress settlement	a	layer containing stones and stone floors	6.-7. century B.C. (Early Iron Age)
	b	cultural layer without stones, but with marks of fire	9.-7. century B.C. (Late Bronze Age)
III layer of open settlement			First half of the I millennium B.C.

Material and method. All bone finds date from between the I millennium B.C. and the second half of the I millennium A.D.

K. Paaver (Паавер, 1965) estimated the condition of conservation of refuse finds as average at Asva: whole bones occurred rarely; in some places bones were very broken, but teeth and jaws were well preserved.

Bone finds collected in 1938/1939 have been identified by J. Lepiksaar and those in 1948/1949 by V. Tsalkin. Bone finds from 1965/1966 were not determined till now.

To those above-mentioned bone finds have been added seal tubular bone fragments the species of which have also been determined by J. Lepiksaar. All seal bones from 1948/1949 were reidentified and specifications by V. Tsalkin have not been used in this research.

Bone identifications have been done according to Gromova (Громова, 1950), Aul et al. (1957) and Fortelius (1981). Several skeleton fragments have been researched by comparative method (using recent seal bones and partially also subfossil bones determined by J. Lepiksaar in 1938/1939).

Bone finds of seals in the settlement of Asva. 1551 bone fragments of seals were found in the excavation area of 571 m². 360 fragments (23.2 %) of these bones succeeded to be determined: 117 (32.5 %) belong to the Grey Seal (*Halichoerus grypus*), 108 (30.0 %) to the Harp Seal (*Phoca groenlandica*), 101 (28.1 %) to the Ringed Seal (*Phoca hispida*) and 34 (9.4 %) to the Harbour Seal (*Phoca vitulina*) (Fig. 2.).

Figure 3 gives a survey of different fragments occurring in bone finds of the seal and Figure 4 characterizes the bone fragments of the species.

Discussion. A great number of seal bones in the finds from Bronze Age antiquitis prove that these animals were among the most important hunting objects of coast inhabitants. But at the beginning of A.D. the amount of seal bones decreased and the number of bones of domestic animals increased. The percentage of seal bones in the settlements of Naakamäe and Loona in Saaremaa (III millennium B.C.) was 91.6 % and 72.3 % as compared with 16.1 % in Asva (Паавер, 1965).

The Asva settlement plays an important role in explaining the historical distribution of seals. Until now it is the only studied antiquitis in the eastern part of the Baltic Sea where the remains of the Harp and Harbour Seal have been found dating back to the Iron Age.

Possibly the Harp Seal came into the Baltic Sea in the Early Littorina period (Tab. 2) according to J. Lepiksaar (1964). The population increased markedly to allow its bones occur in the Neolithic cultural sites. The disappearance of the Harp Seal needs further investigation. Winge (1904) suggested that this species disappeared



- GRAY SEAL (*Halichoerus grypus*)
- ▲ RINGED SEAL (*Phoca hispida*)
- HARBOUR SEAL (*Phoca vitulina*)
- △ RELICTS OF RINGED SEAL (*P. h. saimensis*, *P. h. ladogensis*)

Fig. 1. The location of Asva and the distribution of seals in the Baltic Sea at present (after Harder, 1988).

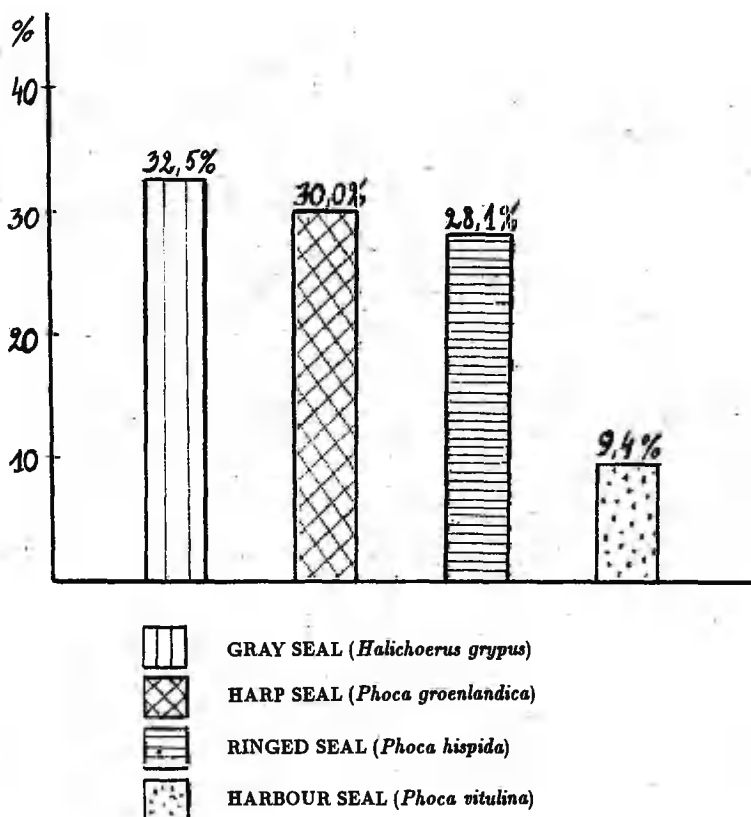


Fig. 2. Ratios of seal bone finds.

from the Baltic at the end of the Stone Age. This happened rather abruptly as no bones of the Harp Seal have been found in the later layers in Jettböle (Åland) dating from 1800-1600 B.C. (Salmi, 1963). J. Lepiksaar (1940) stated the occurrence of the Harp Seal as late as in the Early Iron Age at Saaremaa. The last conclusion was made due to bone finds in 1938 and 1939 at Asva. Investigation

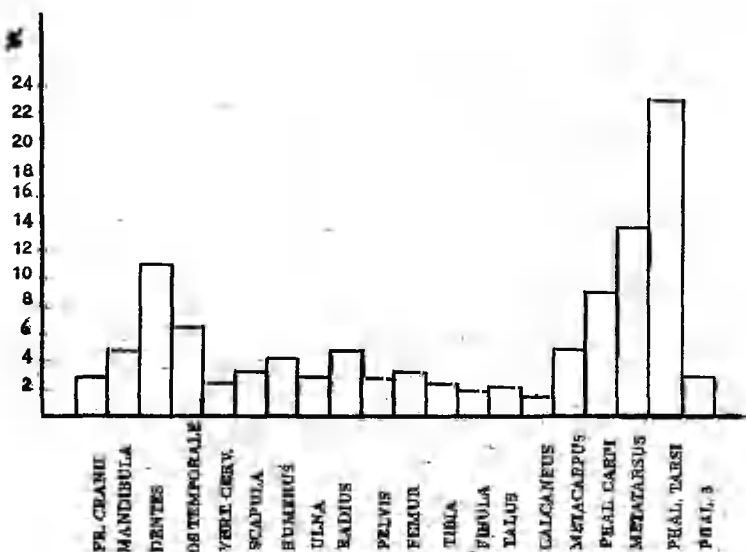


Fig. 3. The number of different bone fragments occurring in the total number of seal bones.

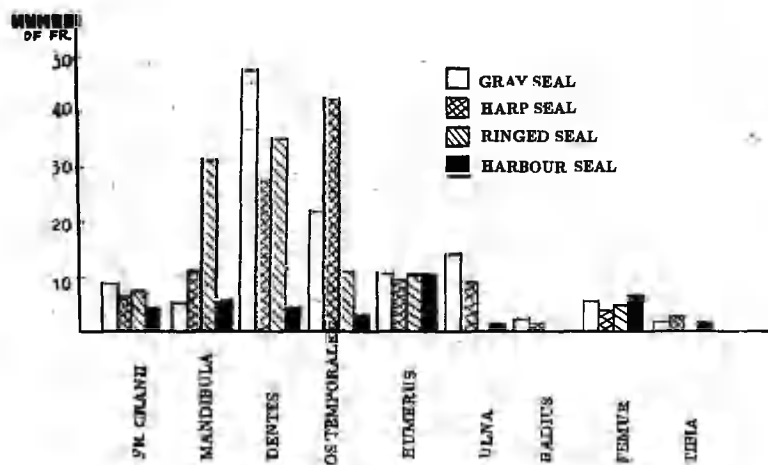


Fig. 4. The number of different bone fragments of seal species.

Table 2

Chronology of the stages of the Baltic Sea, climatical phases,
human cultures and distribution of the seals
(from Lepiksaar, 1964)

ABSOLUTE CHRONOLOGY	STAGES OF THE BAL TIC SEA	CLIMATICAL PHASES	HUMAN CULTURES	DISTRIBUTION IF DIFFERENT SPECIES OF SEAL IN THE EASTERN PART OF THE BAL TIC			
				RINGED SEAL	GRAY SEAL	HARP SEAL	HARBOR SEAL
1000	BAL TIC SEA	SUBATLANTIC PERIOD	LATE IRON AGE				
0	LIMNEA SEA		MIDDLE IRON AGE				
-1000			OLDER IRON AGE				
-2000		EARLY IRON AGE					
-3000	LITTORINA SEA	BRONZE AGE	NEOLITHIC				
-4000		ATLANTIC PERIOD					
-5000							
-6000	ANCYLUS LAKE	BOREAL PERIOD PREBOREAL PERIOD	MESOLITHIC				
-7000	YOLDIA SEA						
-8000							

of the chronology and stratigraphy of Asva (Lõugas, 1970) enables us to say that the Harp Seal occurred in the eastern part of the Baltic Sea even as late as in the middle of the I millennium A.D. The finds from the I layer of fenced fortification of Asva prove this.

No bones of the new-born pups have been found in the Baltic sediments. J. Lepiksaar (1986) believes that it is quite doubtful whether the harbour seal formed the local population here and all bone finds, which have been found from the Baltic sediments belong to the animals who came into the Baltic Sea during the mass migrations (the migrations of that kind are also, known at present time, but they do not reach Estonian coasts). This question will need more detailed study in the future.

Unfortunately there are so few finds belonging to the Harbour Seal from Asva that it is impossible to draw any conclusions as to the occurrence and distribution of this species in the Eastern Baltic. Whereas the ecology of this species is related to distribution of coast ice, it is doubtful, that it formed permanent population in the cold subboreal period here. There could be only sporadic invasions to the eastern part of the Baltic Sea.

The other two seal species – the Ringed Seal and the Gray Seal – have had the longest history in the Baltic. Their bones have been found even from clay deposits in the Ancylus Lake, showing that the species must have arrived to the Baltic during the Yoldia Sea stage through the Närke-sund (Forstén, Alhonen, 1975). These populations have preserved until today and we have to do everything we can to save them in the Baltic.

REFERENCES

- Aul J., Ling H., Paaver K. Eesti NSV imetajad (Zusammenfassung: Die Säugetiere der Estnischen SSR). Tallinn, 1957. 351 p.
- Frostén A., Alhonen P. The subfossil seals of Finland and their relation to the history of the Baltic Sea // *Boreas*. 1975. Vol. 4. P. 143–155.
- Fortelius M. Johdatus arkeologiseen luuanalyyysiin. Helsinki, 1981. 66 p.
- Harder K. Wie geht's den Ostseerobben? // *NBI*. 1988. Bd. 51. S. 26–29.
- Lepiksaar J. Grõõni hüljestest, *Phoca groenlandica* Exrl., Läänemeres, tema uue leiu puhul pronksiaegsest asulast Asvas, Saaremaal (About harp seal, *Phoca groenlandica* Exrl., in the Baltic. (in Estonian) // *Eesti Loodus*. 1940. N 2. P. 87–90.
- Lepiksaar J. Subfossile Robbenfunde von der schwedischen Westküste // *Z. Säugetierk.* 1964. N 29. P. 257–266.
- Lepiksaar J. The holocene history of theriofauna in Fennoscandia and Baltic Countries // *Striae*. 1986. Vol. 24. P. 51–73.

- Lõngas V. Eesti varane metalliaeg (Early Metal Age of Estonia. In Estonian). Dissert. Tallinn, 1970. 340 p.
- Salmi M. Drei snbfossile Sattelrobber aus Ostbottnien: Geologische Datierung der Funde und einige chronologische Beobachtungen // Arch. Soc. Zool. Bot. Fenn. "Vanamo". 1963. N°18. P. 82-95.
- Winge H. Om jordfundne Pattedyr fra Denmark // Vidensk. Meddel. Naturh. Foren. København. 1904. N 6. P. 193-304.
- Громова В. Определитель млекопитающих СССР по костям скелета. Л., 1950. 240 с.
- Паавер К. Формирование териофауны и изменчивость млекопитающих Прибалтики в голоцене. Тарту, 1965. 494 с.

НАХОДКИ СУБФОССИЛЬНЫХ ТЮЛЕНЕЙ В АСВА, СААРЕМАА

Л. Лыугас

Резюме

Укрепленное поселение Асва расположено на моренной гряде юго-восточной части острова Сааремаа. Костный материал собран при раскопках в 1938 и 1939 гг. (руков. Р. Индреко), в 1948 и 1949 гг. (руков. А. Вассар, М. Шмидехельм), в 1965 и 1966 гг. (руков. В. Лыугас). Весь костный материал датируется первой половиной I тысячелетия до н.э. — второй половиной I тысячелетия н.э. Со всей территории раскопок площадью 571 м² найден 1551 фрагмент костей тюленей. Из них удалось определить до вида 360 фрагментов (23,2 %), принадлежащих четырем видам тюленей (серый тюлень, гренландский тюлень, кольчатая нерпа, обыкновенный тюлень). Заслуживает внимания находка обыкновенного и гренландского тюленей в восточной части Балтийского моря.

ИСКУССТВЕННЫЕ УБЕЖИЩА ДЛЯ ЛЕСНОЙ КУНИЦЫ

К. Баранаускас

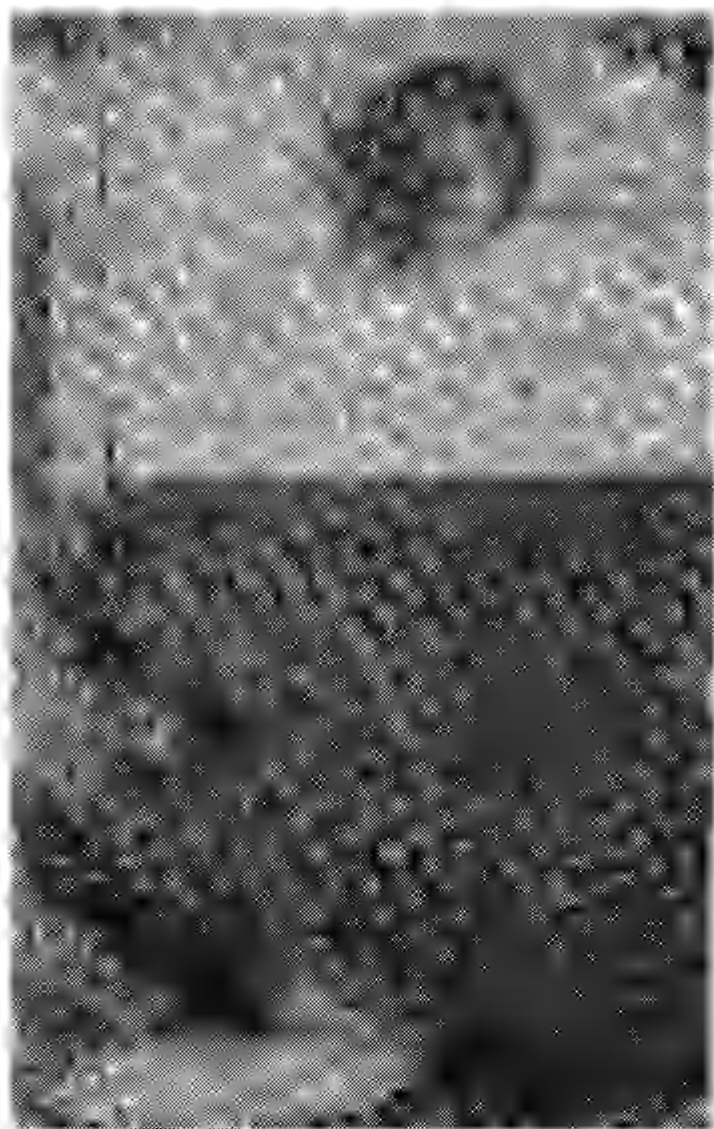
Хищникам средней величины требуются убежища в период рождения и выкармливания молодняка (Кучерук, 1960). Лесной кунице убежища нужны также и во время неблагоприятных метеорологических условий (во время сильных дождей, морозов). Отчасти куница использует убежища и для запасаания пищи, отдыха, вывода молодых.

В связи с омоложением лесов, изменением их санитарными и другими рубками и т.п. уменьшается количество естественных укрытий и убежищ для зверьков. Куница, белка, разные виды сонь, летучих мышей и другие млекопитающие охотно занимают искусственные убежища, устроенные на деревьях (Мальджюнайте, 1961; Езерскас, 1961; Абеленцев, 1973; Граков, 1981; Баранаускас, 1989).

Целью нашей работы было установить возможность применения искусственных убежищ, устроенных на деревьях, для регуляции численности лесной куницы и изучения некоторых аспектов ее биологии (рис. 1).

Исследования проводились в 1984–1990 гг. в двух стационарах (Молетский и Вильнюсский р-ны) Литовской Республики. В стационарах равномерно размещались искусственные убежища-кунятники на деревьях на высоте 5–15 м, размером 60х35х35 см и 50х30х30 см с летком 8–12 см. Часть убежищ снабжалась устройством для превращения их в живоловушки. На земле были также устроены следовые площадки (800 площадко/суток) с регистрирующим следы зверьков покрытием (Clark, Campbell, 1983; Баранаускас, 1990). В Молетском стационаре одно искусственное убежище приходилось на 5 га лесной площади, их количество составило 150 экз. В Вильнюсском одно убежище приходилось на 15 га лесной площади и их количество составило 50 экз. Общая площадь лесов обоих стационаров – примерно 2000 га. Плотность населения лесной куницы во время исследований составляла примерно 10–15 особей на 1000 га.

Исследования показали, что реакция лесной куницы на новые, незнакомые ей запахи и предметы на земной поверхности и в кронах деревьев в искусственных убежищах не одинаковая.



1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74
75
76
77
78
79
80
81
82
83
84
85
86
87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97
98
99
100

Летом и осенью оборудованные на земной поверхности следовые площадки с закопченной бумагой и приманкой куницей не посещались. В то время как свежезакопченная бумага, уложенная в искусственных убежищах на деревьях, не всегда отпугивала зверьков и они в них отдыхали. Иногда эти убежища посещались куницами уже на следующие сутки, т.е. на закопченной бумаге оставались следы, по которым можно было об этом судить. Куницы, передвигаясь в кронах, встречая новые им предметы, вели себя менее осторожно, чем на земле.

Зимой, при отлове лесных куниц капканами, устроенными на земной поверхности и на деревьях (в искусственных убежищах), результаты отлова также были различны. Как и следовало ожидать, эффективность капканного лова в искусственных гнездовьях была намного выше, чем на земной поверхности. Из шести отловленных в районе исследования за неделю куниц в январе 1986 г., пять зверьков попались в ловушки в искусственных гнездовьях, причем трое из них — на следующие сутки. Между тем, в ловушках на земной поверхности за это время попала лишь одна особь.

У нас отсутствует достаточное количество данных для утверждения, что отлов лесных куниц бывает более эффективным в кронах деревьев, чем на земной поверхности. По-видимому, степень осторожности лесной куницы зависит от сезона года, места добывания корма, стадии леса и многих других причин. Тем не менее, опираясь на последующие эпизодические отловы лесной куницы в обоих стационарах (с различными стадиями леса, плотностью размещения искусственных гнездовых и плотностью населения самих зверьков), можно сделать вывод, что лесная куница в кронах деревьев вела себя менее осторожно, чем на земной поверхности.

Искусственные убежища, устроенные на деревьях, удобны для регуляции численности лесной куницы в любой сезон года. При необходимости убежища могут быть быстро превращены в живоловушки. При этом убежища надо заранее снабдить закрывающим леток механизмом. Конструкция искусственного убежища такова, что сделать это совсем несложно. Настораживающий механизм мы сделали в виде второго, качающегося дватрапика, соединенного проволочной тягой с опадной дверкой, обеспечивающей закрытие выхода из убежища. Такое искусственное убежище-живоловушка может продолжительное время служить для изучения разных вопросов биологии лесной куницы и в любой момент, при настораживании спускающего механизма, может быть превращено в живоловушку. Надо отметить, что настороженные живоловушки, как зимой, так и летом следует проверять ежедневно во избежание гибели зверьков, так как зна-

чительная часть куниц расходует много сил и нервной энергии при попытках вырваться на волю (Козлов и др., 1983).

Все детали закрывающего механизма убежища несложны, зверьки их не портят и почти всегда можно быстро привести убежище в рабочее положение в виде живоловушки. Только в редких случаях в убежищах находили остатки пищи лесной куницы, свитые гнезда орешниковых соев или выводки самых куниц.

Необходимо отметить, что регуляцию численности куницы, особенно в некоторых орнитологических заказниках, можно провести, не только отлавливая взрослых зверьков, что обычно делается во время охотничьего сезона, но и летом — изымая молодых кунят. Лесная куница охотно пользуется искусственными убежищами в кронах деревьев и для вывода молодых. Каждый год в обоих стационарах при проверке убежищ находили молодых кунят. В июле у куниц заканчивается лактация, и молодые куныта уже готовы к самостоятельной жизни. Выводки бывают еще не распавшиеся и держатся вместе. Эти искусственные убежища с выводками несложно отыскать. В вольерных условиях уже почти самостоятельных кунят легко содержать. А изъятие части хищников в заказнике уже в конце лета намного увеличит шансы охраняемых пернатых на выживание.

Таким образом, по нашим данным, благодаря различной реакции лесной куницы на незнакомые ей предметы на земной поверхности и в кронах деревьев регуляция численности этих хищников при помощи искусственных убежищ была более эффективна, чем на земной поверхности.

ЛИТЕРАТУРА

- Абеленцев В.И. Лесная куница: Украина и Молдавия // Соболев, куница, харза: Размещение запасов, экология, использование и охрана. М.: Наука, 1973. 240 с.
- Баранаускас К.С. Учет лесной куницы при помощи искусственных гнездовий // Всесоюз. совещ. по проблемам кадастра и учета животного мира. Уфа, 1989. С. 289-290.
- Баранаускас К.С. Сезонная динамика использования лесной куницей искусственных убежищ // Млекопитающие в культурном ландшафте Литвы. Вильнюс: Мокслас, 1990. С. 117-121.
- Граков Н.Н. Лесная куница. М.: Наука, 1981. 112 с.
- Езерскас Л.И. Посторонние обитатели дуплянок в лесах Литовской ССР и их влияние на птиц-дуплогнездяников // Экология и миграция птиц Прибалтики: Тр. IV Прибалтийской орнитологической конф. Рига, 1961. С. 123-128.

- Козлов Е.Н., Граков Н.Н., Давидов Н.П. Опыт животловла и мечения лесной куньи // Экология и промысел охотничьих животных. М., 1983. С. 101-113.
- Кучерук В.В. Типы убежищ млекопитающих и их распространение по природным зонам внетропической Евразии // Вопросы географии. Сб. 48. 1960. С. 121-134.
- Мальджюнайте С.А. Биология лесной куньи в Литве // Тр. АН ЛитССР. Сер. Б. 1959. Т. 1/17/. С. 189-201.
- Clark T.W., Campbell Th.M. A small carnivore survey technique // Great Basin Natur. 1983. Vol. 43, N 3. P. 438-440.

THE ARTIFICIAL RESTING-SITES FOR EUROPEAN PINE-MARTEN

K. Baranauskas

Summary

The frequency of using various resting-sites by pine-martens has been investigated in Vilnius and Moletai regions in Lithuania. 200 artificial resting-sites were hung in the crowns of the trees at the height of 5-15 meter. The footprints of the pinemartens were registered by using smoked papers which were placed in the resting-sites and by the footprint squares on the ground. It was shown that pine-martens behave less carefully seeing unknown things and smelling odors in the resting-sites in the crowns of trees than alien when on the ground.

SOME ASPECTS OF THE ECOLOGY OF EUROPEAN BADGER (*MELES MELES* L.) IN THE SLĪTERE NATURE RESERVE

Ā. Zoss

Slītere Nature Reserve, Latvia

Introduction

This paper gives a survey about some aspects of the ecology of the Badger in the Slītere Nature Reserve. These aspects are: 1) the using of sets in the territory of the reserve, 2) winter hibernation, 3) information about the Badger's feeding in the region.

There are only some general descriptions about the Badger in Latvia (Lapina, 1966; Tauriņš 1982). Some attention to winter hibernation of badgers in the USSR was paid by Sokolov (1979), who pointed out that in the southern regions badgers are active all the year round. Sexual activities of badgers in winter months in Yorkshire are described by R.J. Paget and A.L.V. Middleton (1974).

The most detailed studies of the food on the Badger in Europe were done by Skoog (1970) in Sweden, Anderson (1954) in Denmark, Kruuk (1981) in Scotland and Mouches (1981) in France. There are no reports about the Badger's feeding in Latvia. The aim of our research work was to obtain data about badgers in order to compare them with other burrow animals – the Red Fox and the Raccoon Dog.

Study area

Slītere Nature Reserve occupies the area of 15,040 ha, mostly of woodland, in the north-western part of Latvia. In the north the reserve borders on the Baltic Sea (Fig. 1) (the coastal line about 20 km long), in the east – on the Gulf of Riga (about 7 km long). The reserve lies on the bottom of the ancient Baltic Ice Lake which existed about 15,000 years ago.

70 % of the territory of the reserve is covered by forest, 20 % – by mire. Dunes and sandy beaches stretch for almost 80 km along the coast. In the reserve one can find all types of forest characteristic of Latvia. The most widely-distributed is pine-tree (*Pinus silvestris*). However, in the area of Zilie Kalni (the strongly marked bench of



Fig. 1. Study area.

the ancient Baltic Ice Lake) mostly ash (*Frazinus excelsior*), lime (*Tilia cordata*) and maple (*Acer platanoides*) prevail.

Methods

All badger sets were found in the reserve from 1982 till 1990 due to systematic examination of the territory. 2-5 times a year all the sets are controlled with the aim to study their usage and winter hibernation.

Badger faeces were collected in 4 places ("toilets") on the certain fixed territory and stored in 10 % formalin (Kruuk 1978). After they were washed, the remains were counted and identified under the binocular microscope up to 32× magnification.

Results

121 sets of burrow animals were found in the reserve from 1982 till 1990. 29 of them with the number of entrances from 1 to 29 (Fig. 2) were used by the Badger once or more (Fig. 3). The greatest number of once used sets in the reserve was 21 (Fig. 3c). In the winter period the Badger used 17 sets (Zoss, 1986), 7 of them simultaneously with the Raccoon Dog. In summer these 17 sets were used only by the Badger.

The Badger starts winter hibernation at a temperature -3.7°C . At this temperature the animal leaves the hole not more than once during 6-7 days and not farther than to the distance of 1.5 m (according to the results of observations, made in the second half of December, 1983). The spring activities may start in February at a temperature -0.5°C (Zoss, 1986, 1987). At first the distance of walking is not more than 50 m. The attempts to find food were also observed. In the years of 1988-1990, when there was no snow in winter, badgers were active all the year round.

During 1988-1990 from March to September 53 samples of faeces were collected to study the badgers feeding. The categories of food are represented on Fig. 4 and Table 1. As it seems from their occurrence, the most important components of badgers food in this region are insects. Monthly analyses (Fig. 5, 6) show that 84.9 % of the samples contain insects.

As several authors have pointed out (Skoog 1970, Anderson 1954, Kruuk 1978, 1981) the most important constituent of badgers food is earthworm. However, in our region earthworms make a scanty part of badgers food (Table 1).

From July to September, one of the most important components of badgers' food in this region are berries - up to 83 % (Fig. 5).

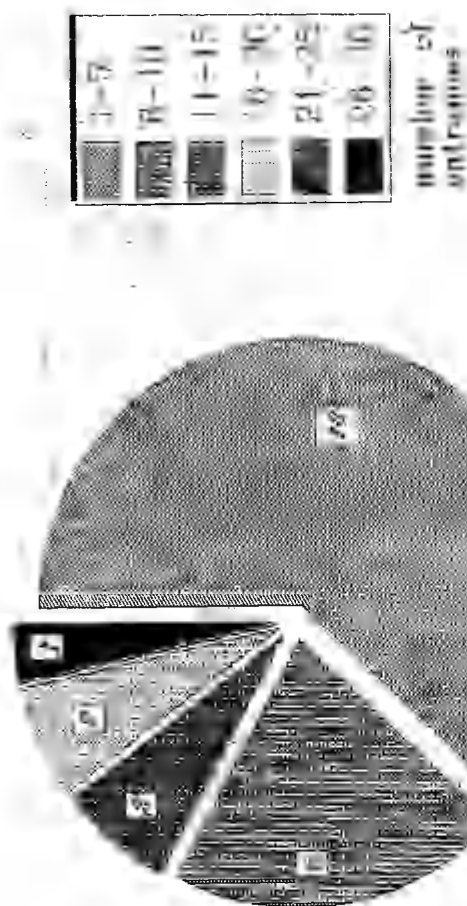


Fig. 2 The number of the budget sets entrances in silver referred

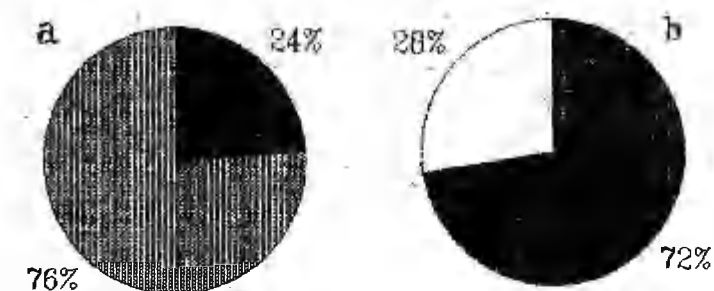
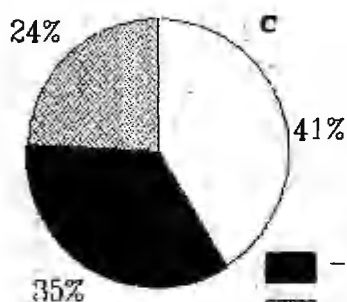


Fig. 3. The sets occupation.

a - percentage of badgers used sets,
 b - sets occupied by the badgers during the summer,
 c - sets occupied by the badgers during the winter.



- - badgers occupied sets,
- ▨ - racoon-dogs and foxes occupied sets,
- ▧ - badgers and racoondogs together

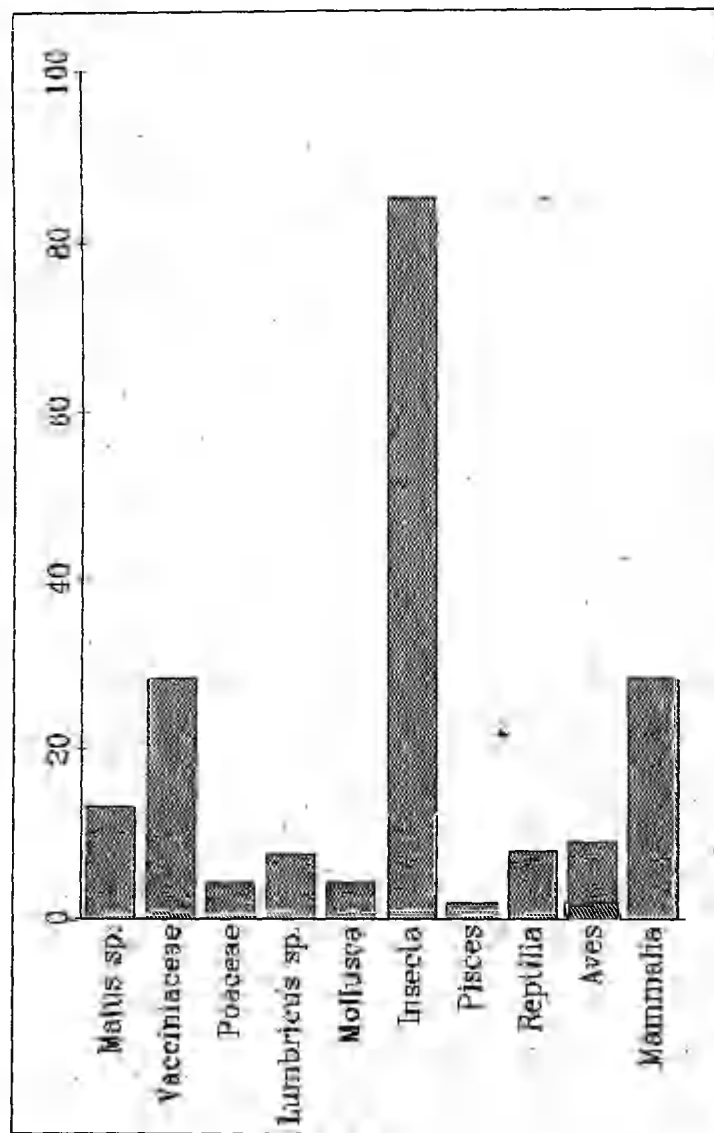


Fig. 4. Frequency of all categories badgers food

Table 1

Occurrence of all food categories in badgers
faeces, March - September

Category of food	The number of samples, containing the category of food	% occurrence
Apples	7	13.2
Barley	1	1.9
Other cereals	1	1.9
Berries	15	28.3
Blackberries	7	13.2
Billberries	4	7.5
Cranberries	3	5.7
Molluscs	2	3.7
Earthworms	4	7.5
Insects	45	84.9
<i>Carabus hortensis</i> 2	3.7	
<i>C. nemoralis</i> 6	11.3	
<i>C. arvensis</i>	3	5.7
<i>C. granulatus</i>	2	3.7
<i>C. species</i>	2	3.7
<i>Harpalus sp.</i>	1	1.9
<i>Poecilus coeruleus</i>	1	1.9
<i>Geotrupes silvaticus</i>	34	6.2
<i>G. vernalis</i>	5	9.4
<i>Melolontha melolontha</i>	6	11.3
<i>Potosia metallica</i>	1	1.9
<i>Silpha tristis</i>	4	7.5
<i>Necrophorus</i>	1	1.9
<i>Thanatophilus rugosus</i>	1	1.9
<i>Chrysomela staphylea</i>	1	1.9
<i>Chrysomela sp.</i>	5	9.4
<i>Cassida sp.</i>	1	1.9
<i>Galeruca tanateci</i>	1	1.9
<i>Melasma aenea</i>	1	1.9
<i>Coccinella septempunctata</i>	1	1.9
<i>Hylobius pinastri</i>	1	1.9
<i>Sciaphilus aspiratus</i>	1	1.9
<i>Agriotes lineatus</i>	1	1.9
<i>Formica rufa</i>	2	3.7
<i>Mutilla europaea</i>	1	1.9
<i>Vespa sp.</i>	1	1.9
<i>Ichneumon sp.</i>	1	1.9
Fishes	1	1.9
Reptiles	4	7.5
Birds	5	9.4
Small mammals	15	28.3

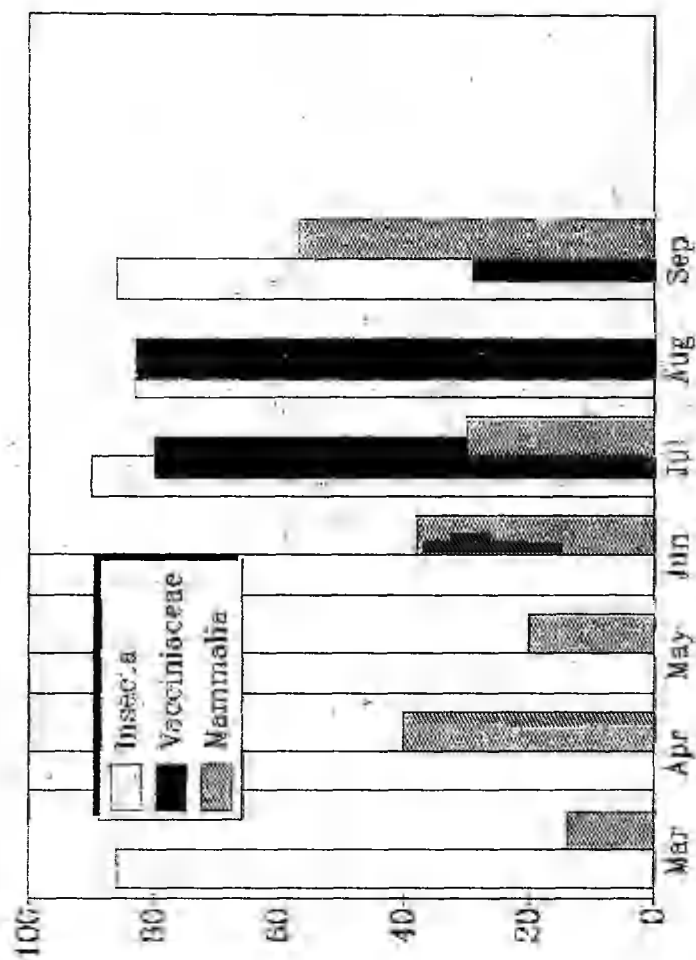


Fig. 5. Frequency of different food categories during the March - September

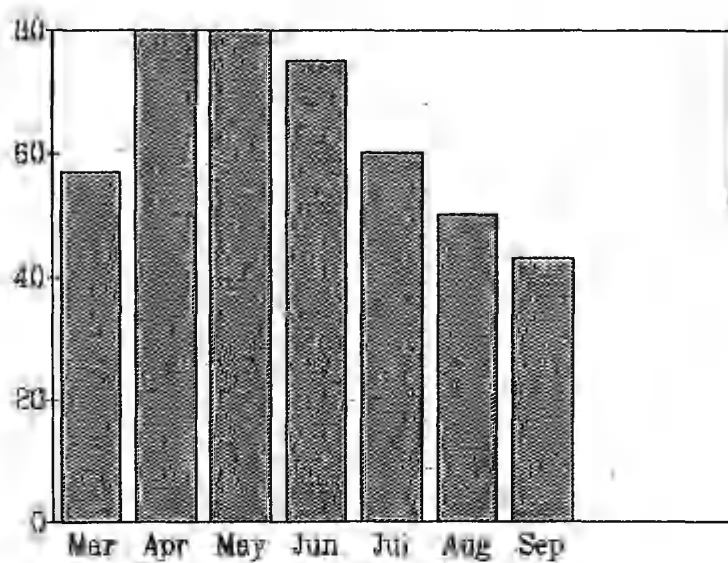


Fig.6. Occurrence of *Geotrupes silvaticus*
during the March - September

REFERENCES

- Andersen J. The food of the Danish badger (*Meles meles donicers* Degerbl.) // Danish Review of Game Biology, 3. Copenhagen, 1957. P. 1-75.
- Kruuk H., Parich T. Feeding specialization of the European badger (*Meles meles*) in Scotland // J. Anim. Ecol. 1981. Vol. 50, N 3. P. 773-788.
- Kruuk H. Foraging and spatial organisation of the European badger (*Meles meles* L.) // Behaviour, Ecology and Sociobiology. 1978. N 4. P. 75-89.
- Lapiņa L. Latvijas dzīvnieki, Rīga: Zvaigzne, 1966. Lpp. 19.
- Mouches A. Variations saisonnières du régime alimentaire drez bleirenu européen (*Meles meles* L.) // Torre et Vie. Rev. Ecol. 1981. Vol. 35, N 2. P. 183-194.
- Paget R.J., Middleton A.L. Some observations on the sexual activities of badgers (*Meles meles*) in Yorkshire in the months December to April // Notes from the Mammal Society. 1974. N 28. P. 256-260.
- Skoog P. The food of the Swedish badger (*Meles meles* L.) // Wiltrevy. 1970. Vol. 7. P. 1-120.
- Tanriņš E. Latvijas zīdītājdzīvnieki. Rīga: Zvaigzne, 1982. 180-184 lpp.
- Zoss A. Alu rāceju-zīdītājdzīvnieku pētījumi Slīteres Valsts Rezervātā no 1982. līdz 1986. gadam // Mezsaimniecība un mežsaimniecība. 1987. N 4. Lpp. 28-32.
- Зосс А.В. Зимняя спячка барсука (*Meles meles* L.) в заповеднике "Слитере" // Охрана, экология и этология животных. Рига, 1986. С. 53-56.
- Зосс А.В. Зимняя спячка барсука (*Meles meles* L.) и еотовидной собаки (*Nyctereutes procyonoides* Gray.) в заповеднике "Слитере", Латвийская ССР // Четвертый съезд Всесоюзного териологического общества. Т. I. М.: АН СССР, 1986. С. 220-221.
- Соколов В.Е. Систематика млекопитающих. М., 1979. Т. 3. С. 167-270.

О НЕКОТОРЫХ АСПЕКТАХ ЭКОЛОГИИ БАРСУКА (*MELES MELES* L.) В ЗАПОВЕДНИКЕ "СЛИТЕРЕ"

А. Зосс

Резюме

Показаны результаты использования 29 жилищ барсуком. Зимой используется 17 (7 из них вместе с еотовидной собакой) и летом 21 жилище. Чаще всего в пище барсука в заповеднике "Слитере" встречаются насекомые (89,9 %), ягоды (28,3 %) и мелкие млекопитающие (28,3 %).

THE DISTRIBUTION AND HABITAT CONDITIONS OF THE OTTER (*LUTRA* *LUTRA*) IN LATVIA

J. Ozoliņš, M. Rantiņš

Latvian State Forest Surveying Office

The Otter is a typical representative of the Latvian fauna in the post-glacial era. The remains of its bones were found in approximately 12 settlements of the Middle Stone Age on the present-day Latvian territory (Tauriņš, 1982). The name "Ūdrs" ("otter") takes 12th place among the 15 game animal names mentioned in Latvian folklore (Балодис, 1990). The Otter was persecuted ruthlessly during the last century and at the beginning of this century because of its valuable fur and its destruction of fish. As a result of this, and the transformation of habitats it became a rare species during the first half of this century in Latvia as well as in all Europe. In Latvia it could mainly be traced in western and eastern regions of the republic. One can find concrete statistics about the Otter since 1914 in Table 1.

The population began to increase in numbers after World War II. However, a mass regulation of water channels and levels in 1960-70s influenced this increase unfavourably. The depression was reflected some years later in the registration data and therefore, officially, the otter was known as a comparatively rare animal until the beginning of the 1980s. In 1980-1987 it was included in the Red Data Book of Latvia ("Latvijas PSR Sarkanā grāmata", 1985).

Starting with 1982, the hunting of beavers is becoming more and more intensive (Балодис, 1990) and a great number of otters is caught in beaver traps annually (Table 2), altering the notion about the numbers and the distribution of the Otter. The Otter is no longer in the Red Data Book, but only beaver trappers are permitted to hunt otters.

The authors of this work have been carrying out the statistical count of activity signs of the Otter in Latvian rivers and lakes since 1985. The data for this article was collected from March 1, 1986, to December 31, 1989. In all, 55 rivers with the total length of 1.304 km (3.5 % of the total length of Latvian waterways), 131 lakes (5.8 % of all Latvian lakes) and 73 beaver ponds (mainly on

Dynamics of the Otter population in Latvia from 1914 to 1990

Years	Numbers of otters		Area of forests (thousand ha)			Source
	registered	killed	in all	state forests		
1	2	3	4	5	6	
1914*	500	-	-	-	-	Kalniņa, 1943
1923	-	-	1780.4	1545.5*	-	Matīss, 1987
1926*	592	13	-	-	-	Kalniņa, 1943
1930*	487	11	-	-	-	-
1935*	352	2	1747.1	1390.2*	-	Kalniņa, 1943, Matīss, 1987
1940*	357	-	-	-	-	Kalniņa, 1943
1947	255	-	-	-	-	"Medību gads", 1989
1950	682	-	-	-	-	Taypmanis, 1975
1955	1 218	-	-	-	-	"Medību gads", 1989
1960	1 871	75	-	-	-	-
1961	-	-	2439.5	1643.6	-	Matīss, 1987
1965	2 192	106	-	-	-	"Medību gads", 1989
1970	2 126	-	-	-	-	-
1975	1 759	-	-	-	-	-
1980	1 125	8	-	-	-	-
1983	-	-	2782.3	1749.9	-	Matīss, 1987
1985	1 625	177	-	-	-	"Medību gads", 1989
1988	-	-	3196.9	2149.5	-	"Mežsaimniecība gadagrāmata", 1990
1990	3 296	-	-	-	-	-

* Otters were registered only in state forests until 1940

Table 2

Numbers of otters caught in the traps of beaver

Killed otters	99	217	323	404	452
% of killed beavers	5.5	7.8	8.9	8.9	7.8

drainage systems of forests) were examined. 2 rivers and 2 lakes were examined three times, the Kārone River and Lake Babīte – four times, and the others once. Both banks of rivers were surveyed simultaneously from a boat, where possible. All otter signs were registered during the course of examination. Each separate sign of activity such as spraints, sprainting places, territorial sign heaps, remains of prey, paths, hiding-places and otter tracks connected with none of the above mentioned signs were noted (Ozolīns, Rantīns, 1987). Records were taken per every kilometre of the route, using a map with a scale of 1:75 000. A graph was drawn while analyzing the collected data with the numbers of otter signs shown on the ordinate and the distance from the river mouth on the abscissa. The maxima on the graph show the present sites containing otters; that is the present distribution of home ranges. Several observations (Ozolīns, Rantīns, 1988) and the results of beaver hunting have shown that 1–3 otters lived not far from each place where such maxima occurred. Therefore, it was supposed, when estimating the approximate number and the population density of otters, that an average of 2 otters inhabit an area close to the place of maximum activity signs (Table 4).

It was estimated, according to the data of the survey, that otters inhabited or stayed for a short time on at least 50 % of Latvian lakes. The activity of otters was established on even 90 % of the lakes (23 of 25) in 1986 in the south-eastern part of the republic, where more than 40 % of all Latvian lakes are found.

The evidence of otters was found at 41 % of beaver ponds. It should be noted that all beaver ponds were examined in a dry summer during 1989 when a great deal of connecting waterways had dried up.

The total number of the Otter in the republic was estimated using the information on the distribution of otters on Latvian rivers, lakes and other waterways, as well as information about Latvian hydrography (Glazačeva, 1984). Waterways of up to 10 km in length were not used in this calculation because they were not suited for a long stay of otters. The calculation was carried out in 1988 and was based on the most exact and up-to-date statistical information available.

Table 3

Otters caught at surveyed rivers

River name	Distance from the mouth (km)	Date	Sex	Age	Distance from the nearest maximum of signs (km)
1	2	3	4	5	6
Gauja	109	28.11.86	♀	ad.	3
"	156	10.88-12.88	♂	ad.	0
"	"	10.88-12.88	♂	ad.	0
"	158	10.88-12.88	♂	ad.	2
"	"	10.88-12.88	♂	ad.	2
"	241	10.88-12.88	♂	ad.	0
"	296	13.10.88	♂	ad.	2.5
"	305	06.11.86	♀	1 y	0
"	305	09.11.86	♂	1 y	0
"	"	04.10.87	♀	2 y	0
"	309	08.11.86	♀	ad. (lactation)	3
"	312	07.10.87	♀	2 y	6
"	"	01.11.87	♀	2 y	6
"	327	23.10.89	♂	ad.	2.5
"	335	28.10.89	♂	1.5 y	1
"	336	16.11.89	♂	2-3 y	0
"	338	16.10.88	♂	1.5 y	2
"	"	17.10.88	♀	2-3 y	2
"	347	15.10.89	♂	2-3 y	2
"	353	15.10.89	♂	ad.	3.5
"	380	07.02.89	♀	ad.	4
Ogre	7	01.89-03.89	♀	ad.	1
"	81	06.11.88	♀	ad.	0
"	166	08.11.88	♂	2 y	4
"	167	06.11.88	♂	ad.	5
Srende	57	17.10.87	♂	ad. (lactation)	2
"	69	19.10.87	♂	ad.	2
Venta	72	16.10.88	♂	ad.	6
Zilupe	141	29.10.88	♂	2 y	1
In all	-	-	14 ♂♂ 15 ♀♀	2-<1 y. 2-1.5 y 8-2-3 y 17-ad.	-

Table 4

Main routes and results of the examination of rivers

1	River name and span (km from the mouth)	Total length (km)	Length of route 1 (km)	Month, year	Results of counting**						2n/ 0.1 l
					%	n	n'	5	6	7	8
		2	3	4	5	6	7	8			
	Aivickste (0-130.)	132	130	07.87	82	14	-				2.2
	" (47-70.)		23	08.87	78	3	3				2.6
	" (68-87.)		24	08.88	-	3	2				2.5
	Bārta (0-47.)	98	47	07.88	19	4	-				1.7
	Gauja (56-428.)	452	372	08., 09.86	80	29	-				1.6
	" (0-428.)		428	08., 07.88	89	40	22				1.9
	" (305-322.331-346)		32	08.89	85	3	3				1.9
	Kārone (0-18.)	23	18	06.86	100	3	-				3.3
	"			05.87	100	3	3				3.3
	"			05.88	100	2	2				2.2
	"			05.89	100	2	2				2.2

Table 4 continued

	2	3	4	5	6	7	8
Kuja (0-37.)	77	37	06.87	100	0	-	3.2
Ladva (115-154.)	63*	39	06.86	92	4	-	2.1
Malnate, Merinau cau. (0-8., 0-25.)	50	33	08.87	36	2	-	1.2
Malta (0-70.)	110	70	07.86	84	9	-	2.6
Ogre (0-165.)	188	165	07.87	93	17	-	2.1
Resekne (15-57.)	116	42	07.86	79	4	-	1.9
Vadaksle (0-51.)	82	51	05.89	98	4	-	1.6
Venta (62-171.)	346	109	09.87	70	6	-	1.1
Zilupe (129-169.)	73	40	05.86	90	5	-	2.5

* in Latvia;

** % ratio (%) between kms with otter evidences and those examined;

n number of maxima of activity signs;

n' number of maxima which have not changed their locations in comparison with those established during the previous examination;

2n/0.11 density of population per 10 kms of water-way.

Table 5

Estimation of otter numbers in accordance with the length of surveyed rivers and Latvian hydrographical conditions

Length of rivers (km)	Total length of rivers in Latvia (km)	Total length of routes		Average density of population per 10 km of water-way	Otter numbers calculated
		km	% of total length of rivers		
10-20	6.454	11	0.2	1.8	1162
21-50	5.315	51	1.0	1.5	797
51-100	3.999	89	2.2	3.1	1.240
>100	2.739	967	35.3	1.8	493
≥10	18.507	1.118	6.0		3.692

It follows from this that at least 3.500-4.000 otters inhabit Latvian rivers.

The information about the annual reproductive rate was obtained by means of analyzing data recorded in hunting licenses. In total 849 licenses were given out for otter-hunting in the autumns of 1987 and 1988. 1107 receipts written out in the offices of state purchases about sizes and quality of otters from 1987 to 1989 were also examined. According to these materials the reproductive rate amounts to 15-20 % of the total number of the otter population in the autumn. The Byelorussian specialists came to a similar conclusion based on data about 12.000 otters which were investigated during 1982-1988 in Byelorussia, giving a potential annual reproductive rate 10-13 % (Сидорович, 1990).

During the survey of 34 Latvian rivers and 61 lakes, 693 otter spraints and the contents of 7 stomachs were analyzed (Table 6).

Table 6

The seasonal division of collected spraints and stomach-contents according to biotopes

Seasons	Rivers	Lakes	In all
March-June	178	52	230
July-October	359	111	470
March-October	537	163	700

The frequency of occurrence (%) of prey was analyzed both as the

aggregate and the season and biotope (Fig. 1, Table 7). It was found that the otter exploits a wide spectrum of food, but fish and frogs form the bulk of its diet under Latvian conditions.

Table 7

Frequency of occurrence of food-components in material collected from March to October

Food - components	Frequency of occurrence (%) n = 700		Frequency of occurrence (%) a food-component occupies >90 % of material by volume n = 651	
	confidence limits	mean	confidence limits	mean
mammals	13.1-18.5	15.7	5.4-9.3	7.2
birds	6.5-10.6	8.4	2.3-5.1	3.5
reptiles	0-0.8	0.3	-	-
amphibians	43.2-50.6	46.9	4.4-8.1	6.1
fish	72.1-78.5	75.3	21.0-27.6	24.3
insects	38.6-45.9	42.3	2.5-5.5	3.8
crayfish	7.2-11.5	9.3	1.5-4.0	2.6
molluscs	14.2-19.7	16.9	0-0.6	0.2
plants	22.6-29.1	25.9	0.4-2.0	1.1
in all	-	-	45.0-52.6	48.8

The finding of insects, molluscs and plants testify that their entry into the otter's digestive system could be from the stomachs of fish and frogs, or they occur accidentally.

The investigation of the feeding patterns of otters shows that the lakes are of vital importance to their present distribution because the contents of spraints collected by the lakes differ from the contents of those collected by the rivers.

A great deal of fish spawns in spring or at the beginning of summer but the diet of otters verifies that a possible concentration of fish on spawning-sites does not considerably influence the otter's diet.

Particular attention should be given to the fact that otters inhabit and feed on badly polluted rivers. The river Kārone (Table 4) is a good example because unpublished data from the Institute of Biology of Latvian Academy of Sciences (Druvietis, Liepa et. al., 1989) showed it as "very polluted" in its middle course; however the Otter feeds there (93 analyses of spraints collected in May and at the beginning of June) on fish - 82.8 % of occurrences, frogs - 50.5 %, mammals - 23.7 %, insects - 21.5 %, molluscs - 4.3 %,

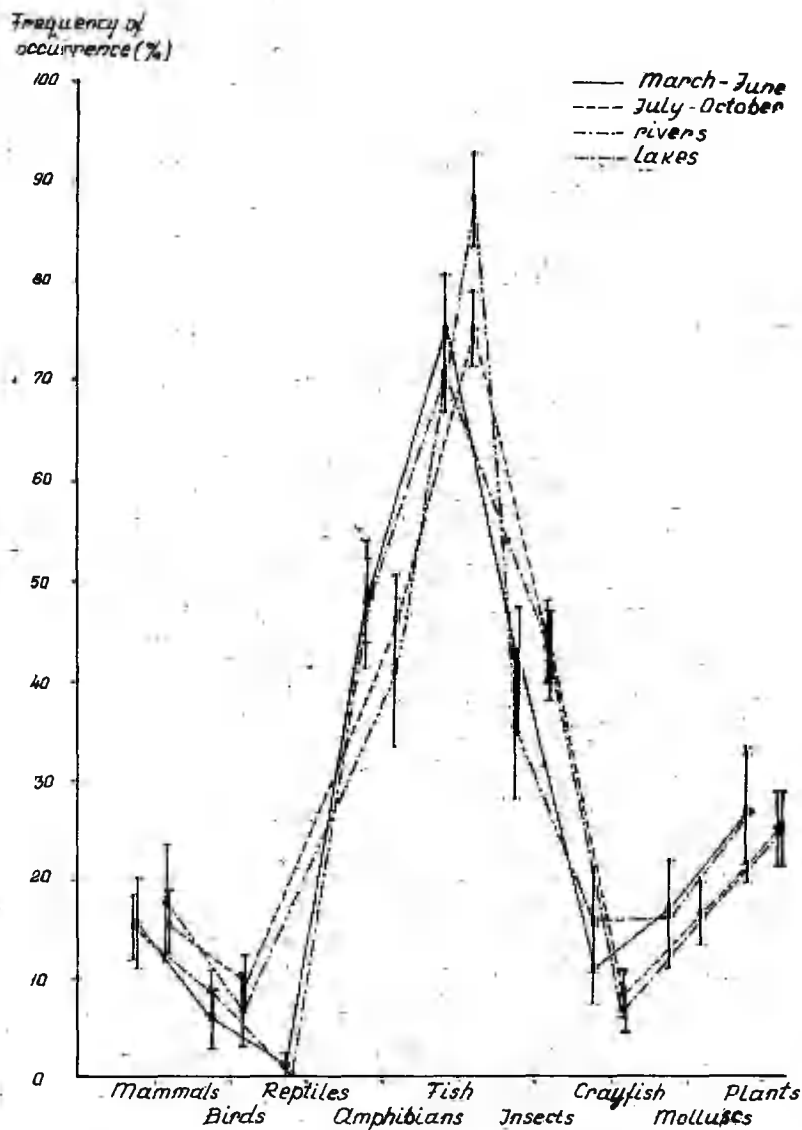


Figure 1. Frequency of occurrence of food-components in otter spraints depending on the season and biotope.

birds - 3.2 %, reptiles - 1.1 % as well as on small parts of plants which were discovered in spraints - 23.7 %. It was found that the Three-spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) was the most frequently used prey - 72.0 % of occurrences.

The work carried out confirms that at least 4,000 otters inhabit Latvia. The Otter has adapted itself successfully to the present habitat. The authors are of the opinion that the successful reaclimatization of the Beaver (*Castor fiber* L.) both in Latvia and the bordering territories has influenced favourably the habitat and, therefore, also the development of the Otter population. However, the Otter's future will depend largely on the status of the Beaver's population as well as on the methods of beaver-hunting. The creation of a wide all-round agrarian landscape can worsen the conditions of their existence because of the decrease in the number of frogs and of the lack of the protective properties of banks.

REFERENCES

- Druvītis I., Liepa R., Urtāns R., Parele E., Greisis A., Springe G. Bebru darbības ekoloģiskie aspekti mazajā upēs. Salaspils, 1989. 14 lpp. (typescript).
- Glazačeva L. Upes // Latvijas Padomju enciklopēdija 5. sej. 2. grām. Rīga, 1984. 64. 69. lpp.
- Kalniņš A. Medniecība. Rīga, 1943. 104 lpp.
- Latvijas PSR Sarkanā grāmata. Rīga, 1985. 526 lpp.
- Matīss J. Latvijas mežainums // Latvijas meži. Rīga, 1987. 83. 95. lpp.
- Medību gads'89. Rīga, 1989. 225. 230. lpp.
- Mežsaimnieka gadagramata'90. Rīga, 1990. 78. 90. lpp.
- Ozolīns J., Rantiņš M. Ūdra - *Lutra lutra* L. - parteizējais statuss Latvijā un darbības pēdu uzskaitē Gaujā // Reti augi un dzīvnieki, Rīga, 1987. 60. 67. lpp.; Ūdra - *Lutra lutra* L. - sastopamība apsekotajās Latvijas upēs // Reti augi un dzīvnieki. Rīga, 1988. 60. 67. lpp.
- Tauriņš E. Latvijas zīdītājdzīvnieki. Rīga, 1982. 255 lpp.
- Балодис М.М. Бобр: Биология и место в природно-хозяйственном комплексе республики. Рига, 1990. 271 с.
- Сидорович В.Е. Продуктивность популяций выдры в Белоруссии // V Съезд Всесоюзного териологического общества АН СССР, 3. том. М., 1990. С. 120.
- Тауриньш Э. Характеристика охотничьей фауны Латвийской ССР и перспективы её рационального использования // Охрана и воспроизводство природных ресурсов: труды ЛСХА, вып. 83. Елгава, 1975. С. 18-28.

ЧИСЛЕННОСТЬ, РАСПРОСТРАНЕНИЕ И УСЛОВИЯ ОБИТАНИЯ ВЫДРЫ (*LUTRA LUTRA* L.)

Я. Озолиньш, М. Рантиньш

Резюме

Перед второй мировой войной выдра, судя по доступным учётным материалам, стала редкой и сохранилась в основном в западной и восточной части Латвии. После войны численность увеличилась. В 60-е и 70-е годы динамика численности испытывала депрессию, которая с опозданием отразилась и в данных учётах. Она видимо связана с большими объёмами работ по осушению земель и регулированию рек. В начале 80-х годов выдра официально считалась довольно редкой, с 1980 по 1987 г. была включена в Красную книгу республики. С началом капканного промысла на бобра в капканах, выставленных на бобра, попались выдры: в охотничьих сезонах 1984/85 – 99 или 5,5 % от отловленных бобров, 85/86 – 217 или 7,8 %, 86/87 – 323 или 8,9 %, 87/88 – 404 или 8,9 %, 88/89 – 452 или 7,8 %.

Согласно результатам проведённого учёта следов активности на реках общей протяжённостью 1304 км, 131 озере и 73 бобровых прудах и ориентировочным расчётам, в Латвии обитает свыше 4000 выдр. Доля молодняка текущего года в популяции по результатам отлова к осени составляет 15–20 %. Выдра распространена по всей территории. Плотность населения в реках от 1,1 до 3,3 на 10 км течения. В безлёдный период временными и постоянными местами обитания являются не менее 50 % озёр и 41 % бобровых прудов на мелиоративных системах.

Проведен сбор и анализ 700 экскрементов в безлёдный период и установлена встречаемость объектов питания: рыба – 75,3 %, земноводные – 46,9 %, насекомые – 42,3 %, моллюски – 16,9 %, млекопитающие – 15,7 %, ракообразные – 9,3 %, птицы – 8,4 %, рептилы – 0,3 %, растения – 25,9 %. Влияние весеннего нерестового периода рыб на питание выдр не обнаружено.

В настоящее время выдра приспособилась к существующим условиям обитания, в том числе и к загрязнению водоёмов. Сопоставляемыми условиями, видимо, являются широкое распространение бобра и его деятельность в прибрежных биоценозах, а также низкий уровень использования аграрного ландшафта и увеличение лесной площади по сравнению с Западной Европой.

ЧАСТОТЫ АЛЛЕЛЕЙ НЕКОТОРЫХ ГЕНОВ В ПОПУЛЯЦИЯХ ДОМАШНЕЙ КОШКИ ГГ. РИГА И ЮРМАЛА

А.С. Первышина
Латвийский университет

Материал был собран в период с 10.03 по 30.12.89. Изучение популяций кошек проводилось в городе Риге и населенных пунктах Рижского района: Аллажи, Балдоне, Кекава, Марупе, Олайне, Саласпилс, Саулкрасты, Сигулда и Юрмала. В Юрмале исследования велись более подробно, чем в других пунктах Рижского района.

Данные по Риге и Рижскому району, кроме Юрмалы, были получены из трех источников:

- 1) письма владельцев кошек в ответ на две статьи, которые были опубликованы 10.03.89 в газетах "Ригас балсс" (городская, тираж 69 100 экз.) (Первышина, 1990) и "Пиониерис" (школьная, тираж 55 300 экз.) (Perwišina, 1989);
- 2) анкеты, розданные в школах;
- 3) сведения, предоставленные Рижским клубом любителей кошек.

Данные по городу Юрмала были собраны путем прямого наблюдения кошек на улице в период ноября – декабря 1989 года.

Изучались мутантные аллели: сцепленный с полом кодоминантный оранжевый (O^r), аутосомный рецессивный нон-агути (a), рецессивный осветлитель (d), рецессивный сиамского альбинизма (c^s), рецессивный мраморный (t^b), доминантный ингибитор меланина (I), доминантный белый пятнистости (S), доминантный эпистатический белый (W) и длинношерстности (l), исходя из того, что нормальный генотип (дикий) домашней кошки $O^b O^b AADDCCt^+ t^+ iisswwLL$, что дает короткошерстную особь тигрового серовато-желтого окраса без белых пятен.

Частоты разных аллелей вычислялись с учетом взаимодействия этих аллелей друг с другом. Поэтому: 1) частоты аллелей W и l находились из всего числа кошек; 2) частоты аллелей O^r , d , c^s , S вычислялись из всего числа кошек, кроме чисто белых; 3) частота аллеля a вычислялась из всего числа кошек, кроме

Таблица 1

Встречаемость разных фенотипов в гг. Рига и Юрмала

Фенотип	O^b/O^a	O^b/O^a	O^b/O^a	aa	dd	r^2c^2	\pm	\bar{p}^b	L	S	W	n
Рига (пескма)	92	13	18	71	25	9	45	12	13	116	12	80
	163	163	163	145	163	163	57	57	57	163	175	198
Рига (хлуг)	27	17	9	11	16	29	10	3	4	21	12	65
	92	92	92	83	92	92	13	13	13	92	104	104
Рига (анкет)	69	20	18	46	28	8	35	15	9	94	3	79
	160	160	160	142	160	160	50	50	50	160	163	163
Рижский р-н	43	0	7	35	8	4	21	1	3	52	7	43
	80	80	80	73	80	80	22	22	22	80	87	87
Итого	231	50	52	163	77	30	111	31	29	283	34	267
	495	495	495	443	495	495	142	142	142	495	529	552
Юрмала (пескма)	4	1	1	2	2	0	2	1	1	8	0	1
	8	8	8	7	8	8	3	3	3	8	8	8
Юрмала (улица)	55	5	9	51	4	0	95	12	3	116	1	31
	171	171	171	162	171	171	107	107	107	171	172	172
Итого	59	6	10	53	6	0	97	13	4	124	1	32
	179	179	179	169	179	179	110	110	110	179	180	180

Примечание: числитель дроби — частота фенотипа, знаменатель дроби — величина выборки.

чисто белых и рыжих; 4) частоты аллелей t^+ и t^b , I находились из числа только разного вида полосатых кошек.

В таблице 1 представлены данные по 552 кошкам Риги и Рижского района и по 180 кошкам Юрмалы. Из них чистопородных было одна сиамская и 18 персидских кошек.

В результате вычислений по данным таблицы 1 получены результаты, которые занесены в таблицу 2.

Таблица 2

Частоты аллелей в популяциях кошек гг. Рига и Юрмала

Аллели	Частота аллелей	
	Рига и Рижский р-н	Юрмала
O ^r	.229 ± .041	.200 ± .063
a	.607 ± .020	.560 ± .038
d	.394 ± .022	.183 ± .029
c ^s	.318 ± .037	.0
t ⁺	.533 ± .042	.656 ± .045
t ^b	.467 ± .042	.344 ± .045
I	.108 ± .026	.018 ± .013
S	.346 ± .021	.446 ± .037
W	.033 ± .008	.003 ± .004
l	.696 ± .020	.421 ± .037

Сравнивая эти результаты, можно увидеть существенную разницу в частотах некоторых аллелей Риги и Юрмалы, как то d, c^s, W, I и l. Это можно объяснить тем, что в Риге и Рижском районе в основном была исследована домашняя популяция, т.е. получены сведения о тех животных, которые живут в домах людей. В Юрмале же исследовались только уличные кошки. Мала вероятность того, что среди них было много домашних, вышедших погулять. В домах людей отдается предпочтение пушистым кошкам с более интересным окрасом: большинство уличных кошек является короткошерстными, на улице не было замечено ни одного экземпляра сиамского окраса и только одно животное белого окраса. Из всего вышесказанного следует вывод, что в подобных исследованиях популяций кошек для получения более достоверных результатов необходимо учитывать как свободноживущих, так и домашних особей, так как почти все домашние кошки выпускаются на улицу, где спариваются бесконтрольно.

Поскольку в гене O наблюдается неполное доминирование, было интересно проверить наличие искусственного отбора по этому гену с помощью формулы Харди-Вайнберга.

Определение частоты аллеля O^r велось по кошкам, так как у них существует три фенотипических класса. При вычислении частоты O^r по Риге использовалась выборка животных с точно определенным полом (см. табл. 3).

Таблица 3

Анализ гена O , сцепленного с полом,
на животных Риги

Фенотип кошек	Фактическая численность животных	p, q	p^2, q^2	Теоретическая численность животных	χ^2
O^bO^b	62	.771	.594	62,3	.0014
O^bO^r	38			35,3	.2065
O^rO^r	5	.229	.053	5,6	.06
Итого:	105			103,2	.2722

Из таблицы 3 видно, что искусственный отбор в этом регионе по аллелю O отсутствует.

При вычислении частоты O^r в Юрмале ввиду невозможности определения пола животного на расстоянии, считалось, что кошки составляют половину от количества описанных животных.

Практически используются обе методики вычисления частоты аллеля O^r , но применение первой дает более точные результаты.

В таблице 4 представлены частоты аллелей O^r , a , d , t^b , S , W , l в популяциях кошек городов Евразии между 50° и 60° с.ш. и Рейкьявика (64° с.ш.). Из таблицы видно, что:

1) частоты аллелей a и d меняются без каких-либо закономерностей;

2) частоты аллелей O^r и S меняются в пределах трехкратной средней ошибки;

3) высокая по сравнению с другими популяциями частота W и l в Риге, по всей вероятности, обуславливается тем, что была исследована городская домашняя популяция, состав которой зависит от эстетических взглядов любителей кошек;

4) частота t^b сходна с западно-европейскими частотами, а в центральной части СССР не наблюдается.

Таблица 4

Частоты аллелей в популяциях кошек некоторых городов Евразии между 50° и 64° с.ш.

Регионы	O ^r	a	d	t ^b	S	W	l	Авторы
Рейкьявик	.14	.60	.44	.53	.49	.015	.17	4
Гаага	.21	.65	.26	.66	.36	.020	.16	3
Ленинград	.25	.57	.42	.44	.31	.013	.64	2
Рига	.23	.61	.39	.47	.35	.033	.70	1, 5
Юрмала	.20	.56	.18	.34	.45	.003	.42	"
Куйбышев	.22	.46	.13	.00	.41	.000	.56	2
Новосибирск	.21	.50	.35	.00	.48	.000	.50	"
Иркутск	.24	.63	.24	.20	.38	.022	.36	"
Владивосток	.16	.51	.22	.24	.44	.006	.26	"

ЛИТЕРАТУРА

- Первышина А. Опишите Вашу кошку // Ригас Балсс. 1990. 10 март.
 Borodin P. et al. Mutant allele frequencies in domestic cat populations of six Soviet cities // J. Heredity. 1978. Vol. 69 P. 169-174.
 Dreux Ph., J.C. Legel. Gene frequencies in the cat population of the Haque // J. Heredity. 1973. Vol. 64. P. 337-339.
 Müller-Girard C. Rassenkatzen. BI-Lexikon. Leipzig, 1988. P. 156-157.
 Perwišina A. Kādi būs Latvijas kaķi? // I. Pionieris. 1989. 10.03.

FREQUENCY OF ALLELES OF SOME GENES IN DOMESTIC CAT POPULATIONS FROM RIGA AND JURMALA

A. Pervyshina

Summary

Nine mutant alleles in the domestic cats in Riga and surrounding district of both semi-wild and domestic population have been studied. One of these alleles, 0 is sex-linked. The absence of artificial selection of the allele 0 in that region has been revealed. Frequencies of all the alleles in two populations have been obtained. Some differences in the gene pool of semi-wild and domestic population were established.

АГРЕГИРОВАННОСТЬ ДРЕВЕСНОЯДНЫХ КОПЫТНЫХ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ПЛОТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ: МОДЕЛЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТЕРРИТОРИИ

Л. Бальчаускас

Институт экологии АН Литвы,
Вильнюс, Литовская Республика

Цель работы – обобщить данные анализа пространственного распределения копытных в антропогенном ландшафте Литвы. Материал был собран сотрудниками лаборатории териологии Института экологии АН Литвы в течение 1981–1986 гг. в четырех административных районах Литвы. Всего исследовано 59 лесов. Плотность населения копытных достигала: благородного оленя 0.4 – 240, косули 3.3 – 94.8 и лося 0.4 – 42.0 особи на 1000 га леса. Плотность населения и характер использования леса определены по подсчету куч экскрементов весной. В указанной территории охвачен и весь спектр интенсивности человеческого воздействия на местообитания копытных. Методика сбора полевых данных описана нами раньше (Бальчаускас, 1988). Использовалась модификация сетки соприкасающихся квадратов (Pielou, 1977). Ширина трансекта для подсчета куч экскрементов – 3 м. При обработке данных определялось соответствие распределения куч экскрементов следующим теоретическим распределениям: регулярному, Пуассоновскому, нормальному, Смуровскому и отрицательно биномиальному (ОБР). Использован метод максимального правдоподобия (Смуров, 1975; White, Eberhardt, 1980). Все эти распределения имеют под собой правдоподобную нуль-гипотезу (Aronson, Givnish, 1983).

Соответствие теоретических частот эмпирическим определялось по хи-квадрату. При соответствии ОБР важное значение имеет показатель степени k . При $k > 5$ распределение можно считать случайным. Агрегированность использования животными пространства установлена показателем Мориситы I_g (Morisita, 1971).

Связь степени агрегированности с плотностью населения животных определена оригинальной моделью. Использован показатель экологической плотности населения (Одум, 1975) – это

число особей на 1000 га фактически занятой территории леса. Именно он дает определение реальной нагрузки на лесные угодья. Отметим, что экологическая плотность населения варьировала гораздо меньше, чем абсолютная. Так, для косули абсолютная плотность различалась в 30 раз, а экологическая – в лишь 4. Эту зависимость наилучшим образом описывает кривая типа

$$y = a(x + c)e^{-bx},$$

где x – плотность, y – агрегированность.

Параметры “а” и “b” определены методом ММК* (Тейлор, 1985), “с” – итерационно. Имеются соответствующие компьютерные программы.

Результаты и обсуждение. Следы жизнедеятельности (тропы, экскременты и др.) указывают на более или менее продолжительную связь животных с определенной частью пространства. Вклад конкретного животного в общий итог пребывания остается неизвестным (следы жизнедеятельности индивидуально неопознаваемы). На любом участке территории суммарное количество таких следов зависит от числа побывавших животных и от проведенного ими (и каждым из них) времени.

Таблица 1

Параметры распределения экскрементов
древесноидных копытных
(объяснение сокращений в тексте)

Вид	Всего иссов	Из них со значением I_{δ}				Плотность (ос./1000 га) при соответствии		
		=1	1-1.5	1.51-3	>3*	Пу	Но	ОВР
Косуля	59	1	10	30	19(4)	3.3, 7.9, 22.9, 26.3, 31.6, 35.7	19.6, 49.7, 53.7, 75.6	весь лес наклон
Лось	57	5	4	17	26	0.8-1.1, 1.9, 2.5, 3.2-3.9, 4.4, 8.3, 13.5	4.7, 9.3 14.4, 15.1	1.2- 42.0
Олень	39	-	1	7	28(10)	0.4-2.2, 2.8, 5.1, 8.9	12.5, 23.1, 87.8	до 240

В распределении следов жизнедеятельности имеется некоторое соответствие эргодической теореме. Если бы животные

* Формулы разработаны канд. физ.-мат. наук Е.-А. Скайстисом

перемещались по территории хаотично, подобно частицам газа в сосуде, то она была бы покрыта следами их жизнедеятельности равномерно. Однако такое распределение экскрементов как раз встречается редко. Надо отметить, что в некоторых лесах подобрать теоретическое распределение не удалось. Широкие "ножницы" при соответствии конкретному распределению отражают вариабельность локальных условий и зависят также от типа ландшафта. В отдельных типах ландшафтов разброс значений плотностей меньше.

Интерпретация некоторых распределений

Условиями возникновения регулярного распределения являются: 1) однородность территории, 2) перенасыщенность ее животными, иначе говоря, максимально возможная плотность населения. Характерно отсутствие свободного, необжитого пространства, и все пробные площадки имеют равные количества объектов исследования.

Мы считаем, что при превышении какого-то уровня плотности действие разных факторов среды нивелируется – среда как бы становится однородной для перенаселенной (*overcrowded*) популяции. При высочайших плотностях благородного оленя животные игнорируют практически любые биотопические особенности леса.

При соответствии распределения случайному типу считаем, что:

1. Плотность животных не выше средней. Как среднюю для существующих условий мы ее определяем при соответствии нормальному распределению.

2. При соответствии Пуассоновскому распределению имеется большой резерв незанятой территории, а плотность населения является минимальной.

3. При соответствии нормальному распределению считается, что плотность объекта независима от экологических факторов среды на обжитой территории, или же действие их взаимовыравнивается.

При контагиозном распределении часть территории пустует, а часть обжита обильно. Контагиозность распределения – весьма частое природное явление. Условия ее возникновения разделяются на 3 группы – социальные, особенности размножения и гетерогенность среды:

1. Вид имеет тенденцию образовывать скопления. Для копытных это стадный образ жизни. Возможны этологические группировки, не связанные с размножением (Баскин, 1976; Wynne-Edwards, 1962).

2. Причины как раз обусловлены особенностями размножения.

3. Неоднородность окружающей среды. Для животных это не физические, а скорее всего экологические особенности территории, например алиментарные факторы. Есть основания утверждать, что при контактиозном распределении копытных по территории на ней присутствуют несколько такого рода факторов.

4. Гетерогенность среды делит ее на участки с различной плотностью населения. Непостоянство плотности населения по территории и ее зависимость от условий среды — это предпосылки ОБР (White, Eberhardt, 1980).

Напомним, что при всех других распределениях плотность населения усредняется на всю территорию.

5. Часть территории физически не пригодна для обитания вида. Это может дать ОБР на остальной части пространства, или просто псевдоконтактиозность.

Наконец, при завышении хвостовых частот эмпирического ряда в случайных и контактиозных распределениях есть основания полагать, что:

1. На территории существует точечный экологический фактор с небольшим радиусом действия, или несколько таких факторов, не приводящих к глобальному регулярному распределению по всей территории, а только вблизи.

2. Вторая возможность — сильный притягивающий экологический фактор действовал ограниченное время. Потом на картину его воздействия наложилась другое распределение следов жизнедеятельности.

Предпосылки зависимости агрегированности (y) использования территории от плотности населения (x) следующие:

1. Агрегированность возникает при начальном количестве индивидов и имеет свой нижний предел ($X_{\min} \neq 0$, $Y_{\min} = ae$, где $e=2.7...$). Логически, скопление могут образовать не менее нескольких индивидов.

2. С повышением плотности населения агрегированность растет до максимальной. Биологически это оправдано — до некоторого предела агрегация полезна для вида и популяции (Одум, 1975). Значения такой точки перехода $X_{\max} = 1/b - c$, $Y_{\max} = a/b \exp(bc - 1)$.

3. При дальнейшем повышении плотности агрегированность уменьшается: от X_{\max} кривая идет вниз. Будем считать X_{\max} биологически оптимальной плотностью для вида, определяемой на основании наилучшего использования территории и ресурсов.

4. Агрегированность не падает до нуля, ибо для регулярного распределения $I_g = 1$. Этому значению агрегированнос-

ти соответствует биологически максимальная, или предельная плотность X_{krit} .

Графическое представление модели следующее (фиг. 1).



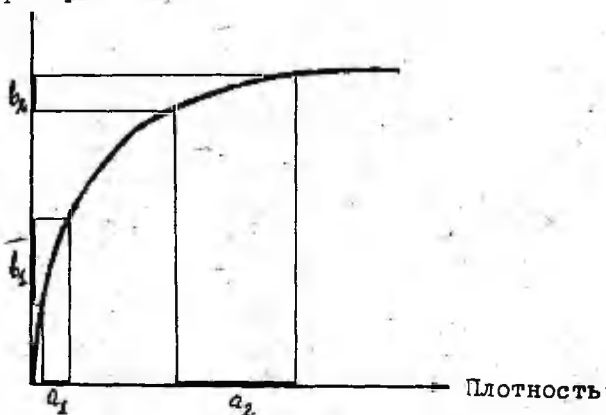
Фиг. 1. Модель зависимости агрегированности от плотности населения у копытных.

Таким образом, до плотности X_{max} действует сила кооперации. Выше X_{max} она сменяется конкуренцией – территориальной и из-за ресурсов. Агрегированность понижается путем перераспределения индивидов, и следовательно, занятием дополнительной территории. До плотности X_{max} животными используются оптимальные участки обитания, при превышении ее – субоптимальные и наконец пессимальные.

Склопление животных на оптимальных участках определяется гетерогенностью среды. Следовало бы ожидать, что истощив на них запасы пищи, животные должны перебраться на субоптимальные участки – и таким образом сохранить агрегации. Отсюда вытекает, что нисходящая часть кривой на модели должна быть подтверждена данными тогда, когда процесс управляется изменением плотности населения.

Сходство модели с графическим изображением принципа Оли (по Одуму, 1975) чисто тавтологическое. В принципе Оли заложено равенство: с прибавлением в популяцию каждого нового индивида на определенную величину улучшаются, или наоборот, ухудшаются характеристики популяции (выживаемость, смертность). В нашей модели связь “агрегированность – плотность” определена на качественном уровне.

% используемой
территории



Фиг. 2. Влияние плотности населения копытных на размер используемой ими территории леса.

Проверка модели на данных по Литве показала ее валидность. Для благородного оленя плотность населения с агрегированностью не коррелирует совсем, $r = -0.1 - +0.1$. Уравнение зависимости $y = 0.8579x \exp(-0.02691x)$, $r_2 = 0.21$. По этому уравнению, $X_{max} = 37$, $X_{krit} = 190$ оленей при $I_\delta \sim 1$. Аппроксимация соответствует эмпирическим данным при $P < 0.05$.

Для лося повышение плотности населения сопровождается повышением агрегированности ($r = 0.421$, $P < 0.01$), что объясняется концентрацией лосей на участках, богатых веточными кормами. Уравнения следующие ($N = 48$): $y = 0.098(x + 1)\exp(0.0027x)$, $r_2 = 0.26$, $P < 0.05$ или $y = 0.054x^{1.221}$, $r_2 = 0.39$. При такой аппроксимации заметная концентрация лосей должна наступить начиная с плотности 10 особей/1000 га леса.

Данные по косуле анализировались по ландшафтам (олень на некоторых типах ландшафта малочисленен или живет недавно). Так, для глинистых равнин ($N = 23$) $y = 1.527(x + 5)\exp(-0.05425x)$, $r_2 = 0.996$, $P < 0.001$. Максимальная агрегированность с $I_\delta = 13.3$, при плотности 18 ос./1000 га, $X_{krit} = 90$ особей. Для песчаных равнин ($N = 12$) получено $y = 0.1289(x + 2)\exp(-0.0237x)$, $r_2 = 0.09$, $X_{max} = 40$, $X_{krit} > 110$ особей/1000 га. В холмистом ландшафте с крупными лесными массивами модель дает маловероятный результат: $X_{max} = 110$, $X_{krit} = 300$ особей.

Первые два уровня полностью подтверждаются данными.

Связь плотности населения с долей усвоенной территории леса

Вышеприведенные зависимости являются не линейными. По ним, при повышении плотности населения мы должны ожидать более полного усвоения территории. Зависимость графически можно представить следующим образом (фиг. 2).

Эта кривая отражает "эффект насыщения" территории. В условиях невысокой плотности населения даже небольшой ее прирост вызывает значительное расширение занятой животными территории a_1 и b_1 . Но при более высоких плотностях требуется достаточно большой внутривидовой импульс от плотности (a_2) для занятия дополнительных участков (b_2). Я вижу объяснение таковым: в первом случае занимают субоптимальные биотопы рядом с оптимальными, во втором – расширение занятой территории происходит за счет пессимальных участков. Анализ показал следующее (табл. 2).

Таблица 2

Зависимости занятости территории от плотности населения

Вид	r^*	Уравнение**, r^2	Плотность, при которой занято территории		
			10%	50%	100%
Олень	-0.90	$y=114.8 - 24.81 \ln x$, 0.89	5	20	>115
Косуля	-0.76	$y=67.14 \exp(-0.0234x)$, 0.67	10	>20	>70
Лось	-0.75	$y=108.6 \exp(-0.0426x)$, 0.72	2	>13	>40

* в уравнении: x – плотность ос./1000 га, y – размер незанятой территории, т.е. доля пустых проб;

** все $P < 0.001$.

Такой анализ, приняв во внимание как особенности распределения копытных по территории, так и их агрегированность, позволил определить биологически оптимальную плотность населения копытных для отдельных типов леса. При такой плотности населения часть кормов копытными обязательно достается за пределами леса (исключение составляет лось). Большая вариация предлагаемых норм плотностей позволяет охватить различия в условиях лесов, зависящих от ландшафта.

Если сравнить с классификацией уровней плотности Дасмана (Dasmann, 1981), то наш X_{krit} назван у него плотностью

поддержания (*subsistence density*) и зависит лишь от возможности прокормления. При малейшем превышении этого уровня начинается массовый падеж животных. Наш X_{max} назван Дасманом просто оптимальной плотностью (*optimum density*).

Таблица 3

Биологически оптимальные плотности населения
копытных в разных типах лесов Литвы

Тип леса	Плотность населения, ос./1000 га		
	лося	бл. оленя	косули
Сосняки смешанные	14-15	нет данных	25-60
Листоенные	4-6	20-90	50-80
Листоенные с елью	8-10	15-25	20-50

Терминологию Дасмана мы напомнили не зря. В Литве существуют "нормы хозяйственно допустимой плотности населения". Признавая хозяйственную необходимость регулирования плотности населения и вред, наносимый копытными лесному хозяйству, отметим, что такие нормы с популяционной биологией ничего общего не имеют. Кроме того, искусственное занижение плотности населения копытных делает возможным перешагнуть рубеж "безопасной плотности" (*security density*), ниже которой существование группировок животных становится угрожающе нестабильным.

ЛИТЕРАТУРА

- Васкин Л.М. Поведение копытных животных. М., 1976.
 Бальчускас Л.П. Пространственное распределение копытных в антропогенном ландшафте Литвы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1988.
 Одум Ю. Основы экологии. М., 1975.
 Смуров А.В. Новый тип статистического пространственного распределения и его применение в экологических исследованиях // Зоол. ж. 1975. Т. 54, вып. 2. С. 283-289.
 Тейлор Дж. Введение в теорию ошибок. М., 1985.
 Aronson R.B., Givnish T.J. Optimal central-place foragers: a comparison with null-hypotheses // Ecology. 1983. Vol. 64, N 2. P. 359-399.
 Dasmann R.F. Wildlife biology. New York, 1981.
 Morisita M. Composition of the I δ index // Res. Popul. Ecol. 1971, Vol. 13(1), P. 1-27.

- Pielon E.C. Mathematical ecology. New York, 1977.
 White G.C., Eberhardt L.E. Statistical analysis of deer and elk pellet-group data // J. Wildl. Manage. 1980. Vol. 44. P. 121-131.
 Wynne-Edwards V.C. Animal dispersion in relation to Social Behaviour. Edinburgh & London, 1962.

AGGREGATION OF BROWSING UNGULATES DEPENDING ON THE DENSITY OF POPULATION: THE MODEL OF EXPLOITING THE LIVING AREA

L. Balčiauskas

Summary

The paper presents data about the changes in the ways of area exploitation in accordance with the increase of population density. From Poisson distribution at extremely low density the population changes to normal one at medium density. Then negative binomial distribution follows and changes to the regular pattern at maximum density. Accordingly the meaning of coefficient of aggregation, I_g , changes too.

The dependence of aggregation upon the density has a shape of curve $y = a(x + c) \exp -bx$. The paper contains theoretical presumptions of the model and its biological interpretation.

The validity of the model is corroborated by the data on the Roe Deer and the Red Deer in Lithuania. The relation between population density and aggregation for moose has a more straight form ($r = 0.42$). The differences in space use are conditioned by the lability of behaviour in the Roe Deer and the Red Deer. With the increase of density they actively use farming lands.

On the basis of the model the optimal biological quota of the density of ungulates was worked out. They are above the economically possible: up to 80 individuals of the Roe Deer, 90 of the Red Deer and 15 of the Elk per 1000 hectares. Our approach doesn't take into account the harm caused to the forest.

The model also allows to determine subsistence density; under the latter optimal space use and population parameters reduce. Depending on the type of landscape, these densities for the Roe Deer are in the range of 100-300, for the Red Deer 190-200 and for the Elk up to 40 individuals per 1000 hectares.

О ГИБЕЛИ КОПЫТНЫХ ЖИВОТНЫХ В АВТОМОБИЛЬНЫХ АВАРИЯХ

М. Мардисте, Ю. Тыниссон

Во многих странах отмечается рост числа столкновений животных с автомобилями. Главными причинами данного явления называют растущее движение, прокладку новых дорог, расширение сельскохозяйственного производства (Ingebrigtsen, Ludwig, 1986), нарушение покоя животных в их местообитаниях (Böttcher, 1987).

Где происходят дорожные происшествия с дикими животными? Более опасными в этом отношении являются лесные участки и опушки, особенно места, где тропы или пути миграции животных пересекаются с шоссе. Больше несчастных случаев происходит на отрезках дорог, которые расчлняют кормовые участки диких животных, отделяют летние кормовые участки от зимних или которые приходится преодолевать, чтобы достичь мест отела (Novakova, 1986; Ingebrigtsne, Ludwig, 1986). Дорожные происшествия с дикими животными часто происходят в местах зимних скоплений животных (Ingebrigtsen, Ludwig, 1986). Опасными в смысле столкновений являются и участки дорог, возле которых находятся приманивающие животных лужи с солоноватой водой, т.е. лужи, куда с талыми водами и при дождях стекают соли из смесей, которыми зимой посыпают дороги (Fraser, Thomas, 1982).

Когда происходят столкновения? Это в большой степени зависит от характерного поведения конкретного вида. В разрезе года влияние оказывают время гона, метка территории, смена кормовых участков, становление молодняка самостоятельным и пр. Деятельность человека также влияет на диких животных периодами. Животные вынуждены передвигаться из-за присутствия отдыхающих, во время сенокоса, уборки урожая, охоты. В течение суток столкновения учащаются в темноте и сумерках (Novakova, 1986; Böttcher, 1987).

Откуда получают данные для изучения дорожных происшествий между дикими животными и автомобилями? Так как территория государства и протяженность сети дорог слишком велики, чтобы какое-либо научно-исследовательское учреждение могло следить за происходящим на дорогах и регистрировать данные, то прибегают к помощи ряда учреждений, деятельность

или род работы которых связаны с дорогами, автомобилями, дикими животными, охраной окружающей среды, наблюдением за порядком и т.д. В Эстонии мы получали данные о происшествиях с дикими животными из автоинспекции. К сожалению, там зафиксированы не все столкновения, а только те, в которых заметно пострадало транспортное средство. В Госстрахе также имеются аналогичные сведения. Однако это касается только происшедшего с застрахованными частными автомобилями. Столкновения животных со служебными, особенно грузовыми машинами не зарегистрированы или зарегистрированы лишь некоторые из них. Таким образом, использованные нами данные неполные. Общего числа столкновений мы не знаем, однако кое-какие выводы эти данные все же позволяют сделать.

По данным за три года (1985–1987), из крупных диких животных под автомобили больше всего попадает косуля, по меньшей мере 50 % несчастных случаев (“по меньшей мере” потому, что относительно часто вид животного не определен, записано просто “столкновение с диким животным”). Затем следуют лось и кабан (рис. 1). Из копытных – жертв дорожных происшествий – косуля более многочисленна у нас в 12 сельских районах, в двух она следует за лосем и в одном районе – за кабаном.

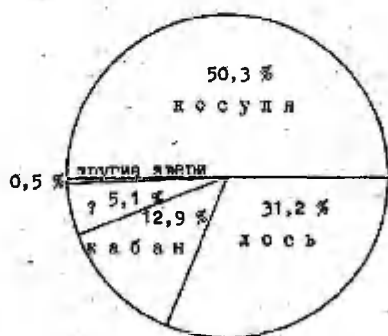


Рис. 1. Распределение дорожных происшествий со зверями по видам.

Лосей гибнет по сравнению с численностью популяции больше, чем других крупных животных. По данным зафиксирован-

ных дорожных происшествий, лосей гибнет в год 1,3 %, косуль – 0,6 % и кабанов – 0,6 % популяции. Очевидно, данные о столкновении автомобилей с лосями самые точные, потому что при таких столкновениях последствия более тяжелые и о них не умалчивают. Вероятно, косуль и кабанов гибнет больше, чем показывают зарегистрированные данные. Кроме того, косуля больше связана с культурным ландшафтом, где сеть дорог чаще и возможность попадания дикого животного на дорогу больше. Кабаны больше передвигаются в темное время суток, когда автомобилей на дорогах меньше, но в это время животных и труднее заметить. Кабаны часто выходят на дорогу стадом, поэтому потерпеть может сразу больше животных, чем одно, что, однако, в журнале регистрации дорожных происшествий не отмечается.

Дорожные происшествия с животными распределяются в течение года неравномерно. Больше всего столкновений отмечается осенью в октябре и ноябре и летом в июле. Мало столкновений происходит зимой и ранней весной с февраля по апрель. По видам животных картина несколько иная (рис. 2). Максимум осенних столкновений приходится у лося на сентябрь–октябрь (это время гона, лось подвижный, начинается смена местообитаний, а главное – в конце сентября начинается охотничий сезон, который продолжается в октябре и ноябре), у косули и кабана – на октябрь–ноябрь (смена местообитаний, охотничий сезон). Наименьший, летний максимум приходится у лося на июнь–июль (беспокойство в природе, много автомобилей на дорогах), у косули – на июль (то же плюс время гона).

Суточное распределение столкновений между дикими животными и автомобилями изучали отдельно в осенне-зимний (октябрь–март) и весенне-летний (апрель–сентябрь) периоды. Если пик разных несчастных дорожных происшествий отмечается в дневное время (рис. 3), то дорожные происшествия с животными имеют 2 пика в течение суток – вечером и утром. Много несчастных случаев происходит с животными утром в зимнее полугодие с 6 до 9 часов по московскому времени, в летнее полугодие – с 6 до 8 часов по московскому летнему времени (или 5–7 по московскому времени, как на рис. 3). Вечером несчастных случаев больше: зимой – с 17 до 22 часов, летом – с 21 до 1 часа. Тем самым, часы с большим числом столкновений приходятся летом утром на более раннее и вечером более позднее время по сравнению с зимним временем. Рис. 4 иллюстрирует, в какое время суток водители должны быть осторожными в отношении появления копытных животных на дорогах.

Поскольку в движении, а также и в других мероприятиях человека (посещение рекреационных территорий, сбор ягод и

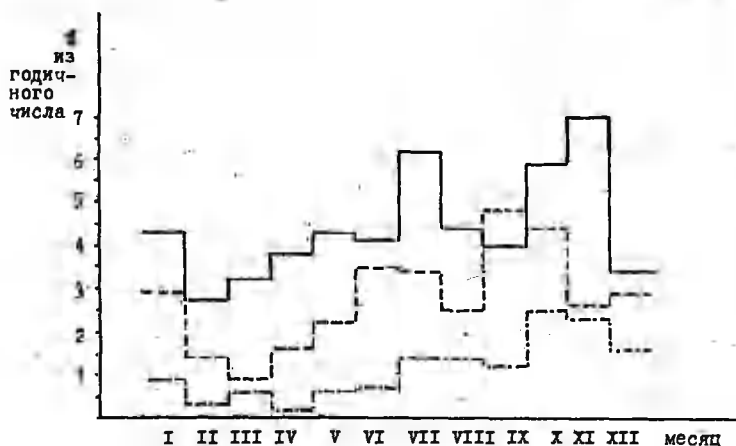


Рис. 2. Распределение дорожных происшествий с копытными зверями за год: — косуля, ---- лось, - · - · - кабан.

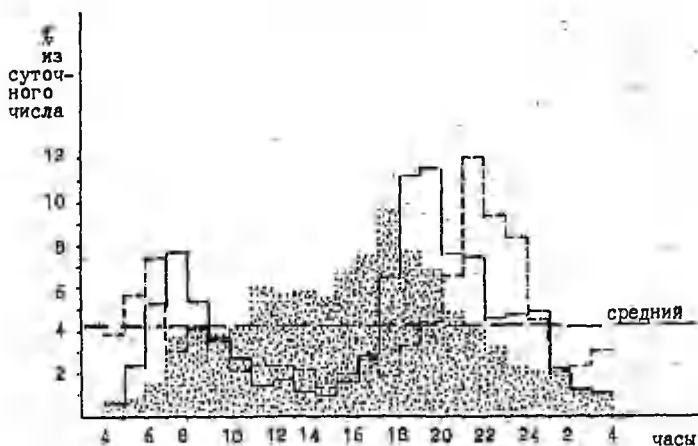
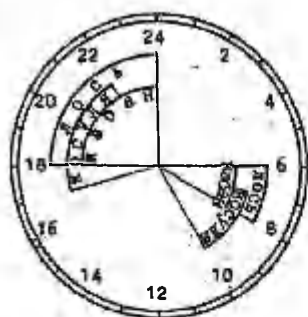
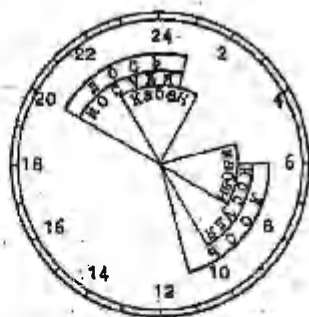


Рис. 3 Распределение несчастных случаев на дорогах за сутки (по московскому времени): — звери, зимнее полугодие, --- звери, летнее полугодие, $\cdot\cdot\cdot$ всякие несчастные случаи в движении, год.

грибов, полевые работы, охота и пр.), которые могут нарушить покой животных, отмечается недельный период со своими пи-



зимнее полугодие
(московское время)



летнее полугодие
(московское летнее
время)

Рис. 4 Часы большей опасности столкновения с копытными животными.

ками и спадями, то это отражается и в недельном ходе дорожных происшествий с дикими животным. Реже всего столкновения происходят по четвергам, чаще всего по воскресеньям и субботам. На один выходной день происшествий приходилось в среднем на треть больше, чем на один рабочий день.

Подавляющее большинство из зарегистрированных в госавтоинспекции наездов совершают легковые автомобили, среди них — «Жигули». Столкновения других видов транспортных средств (автобусы, грузовики, мотоциклы) с копытными животными составляют только 7 % от их общего числа.

В столкновениях люди страдают значительно реже, чем животные. Самые тяжелые последствия для мотоциклистов. За три изученных нами года пострадало 7 мотоциклистов, двое погибли. Человек в автомобиле защищен гораздо лучше, поэтому на более чем тысячу аварий приходилось только 10 пострадавших и ни одного погибшего.

Во что обходится столкновение транспортного средства с животным? По данным Тартуского районного отделения Госстраха, на возмещение убытков, т.е. на ремонт автомобилей, выплачено в среднем при столкновении с лосем 613 рублей, с косулей 151 рубль и с кабаном 480 рублей. Без учета вида дикого животного выплачено в среднем 338 рублей за одно происшествие.

Убытки, причиняемые охотничьему хозяйству, у нас пока официально не оцениваются. Согласно расчетам Ф. Нымсалу (1986), от одного лося получена в среднем прибыль в 396 рублей. Если умножить 613 рублей (страховка) + 396 рублей на

число зарегистрированных аварий с лесом за год (152), то только из-за этого республика теряет более 150 тысяч рублей. Но, во-первых, не все случаи регистрируются, во-вторых, не все автомобили застрахованы и, в-третьих, нынешние цены на охотничью продукцию намного выше, чем в изученные нами годы. Поэтому в действительности потери могут быть намного больше, даже если не учитывать травмы и гибель людей и время и средства на лечение.

Ясно, что полностью предотвратить гибель животных на дорогах невозможно. Наоборот, в связи с ростом числа машин и скорости движения, расширения дорожной сети, а также стрессовых явлений в обществе частота наездов на животных при их высокой численности может повыситься. Это касается не только копытных животных. И все же человек способен повлиять на последствия. Исходя из материальной и моральной готовности общества для этого имеется целый комплекс мероприятий. Их нужно провести в жизнь вместе со службами дорожного строительства и ухода за состоянием дорог, службами безопасности движения, охраны природы и охотничьего хозяйства. Итак, среди многих возможностей мы подчеркиваем улучшение состояния дорог, повышение безопасности движения, снижение плотности животных в придорожной полосе, а также оповещение водителей об опасности столкновения в разное время суток и года.

ЛИТЕРАТУРА

- Böttcher F.W. Straßenverkehr und Wildverluste // Unsere Jagd. 1987, Bd. 8. S. 234-235.
- Fraser D., Thomas E.R. Moose-vehicle accidents in Ontario: relation to highway salt // Wildlife Society Bulletin. 1982. Vol. 10 (3). P. 261-265.
- Ingebrigtsen D.K., Ludwig J.B. Effectiveness of swareflex wildlife warning reflectors in reducing deer-vehicle collisions in Minnesota // Minnesota Wildlife Rep. 1986. Vol. 3. P. 1-6.
- Nováková E. Volne zijiči zvirata a silnicni si t' // Památky a přír. 1986. Vol. 11 (2). P. 103-110.
- Ниммисалу Ф. Об использовании леса // Metsanduslikud uurimused XXI. Metsakaitse. 1986. Lk. 56-63.

MORTALITY OF CLOVEN-HOOFED WILD ANIMALS IN TRAFFIC ACCIDENTS

M. Mardiste, J. Tõnisson

Summary

The Roe Deer is the most numerous of large wild animals among the victims of traffic accidents in Estonia, Elk taking the second and Wild Boar the third place. The seasonal peak of traffic accidents with wild game occurs in autumn (October-November), and there is another in July. The diurnal disposition has 2 maximums - evening- and morninghours.

The number of traffic accidents on week-end-days exceeds that of the average working-day by $1/3$.

BODY MEASURES OF WILD BOAR IN ESTONIA

H. Valdmann

University of Tartu, Estonia

The Wild boar (*Sus scrofa*) began to re-establish its population in Estonia from the beginning of the 20th century (Ling, 1955), mainly by migrating from Lithuania and Latvia. Boars from Lithuania and Belorussia are known to belong to subspecies *S. scrofa scrofa* (Янулайцис, Козла, 1988).

Manageable density was achieved in mainland during the 1960s, on Saaremaa Island in the 1970s. In 1990, 11,000 boars were counted in Estonia, about 5,000–5,500 are harvested annually by sport and profit hunting.

Despite its popularity as a game animal in Estonia and propensity towards negative effects on ecosystems in which they exist (Roovaluste, 1988; Singer et al., 1984) only a few studies (Ling, 1955; 1977; Tõnisson, 1971; Olkonen, 1982) have been conducted on the species in Estonia. None of them consider the morphology of the contemporary Wild Boar.

The objectives of this study were to determine the body measures, growth curves and models, sexual dimorphism and variability, sources of variability, also to compare the morphology of two subpopulations.

Study area

Estonia is inhabited by one of the northernmost stable populations of the Wild Boar. It has become a reality due to extensive agriculture, the products of which have replaced the natural mast foods (Русаков, Тимофеева, 1984; Фадеев, 1979).

Western and eastern parts of Estonia have some differences in climate. Frost-free period in western Estonia (including the Saaremaa Island, 2,667 km²) is 170–190 days, in the eastern part of Estonia (mainland), it is 115–120 days (Nõukogude Eesti, 1978). In mainland snow usually sets in in December, in western Estonia in January.

The soil fertility in the western part has been estimated at 39 relative points, in the eastern part of Estonia it is mostly over 40 (Eesti NSV..., 1985).

Methods

During the period 1985–1990 243 wild boars, killed by sport and profit hunters, were measured by the author and selected hunters. The boars were classified by sex and age (also the killing region was recorded). The age of boars was determined according to Kozlo (Козло, 1973) and Habermehl (1985). The material is presented in Table 1.

Table 1

Age, sex and number of collected boars

Age (yrs.)	0.5		1		1.5		2		2.5		3 or older	
sex	mal.	fem.	mal.	fem.	mal.	fem.	mal.	fem.	mal.	fem.	mal.	fem.
n	63	66	15	6	24	18	7	2	8	6	14	14

Six measures were taken from every boar (Briedermann, 1970; excluding ear length) (Fig. 1).

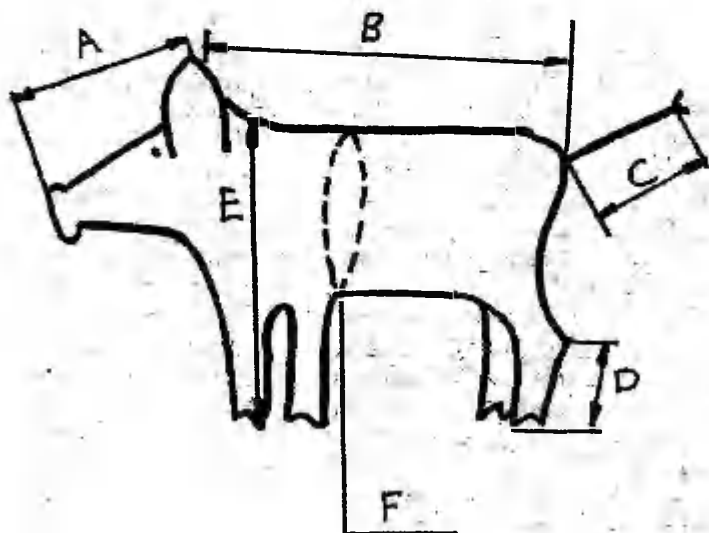


Fig. 1. Lay-out of measures.

The data were analyzed by program STATGRAPHICS version 2.6. Mean, coefficient of variability, standard deviation (SD), standard error (SE) were computed. Multiplicative growth models were computed, using regression analysis. To determine the age of boar from body measures, multiple linear regression models were computed separately for both sexes. Procedure stepwise variable selection was used to select best-fit measures.

Two-sample analysis was used to detect the differences and statistical significance of differences between island and mainland subpopulations.

The differences between body measures of sexes were determined by one-way analysis of variance (ANOVA).

Statistical significance was accepted at a probability level of $P < 0.05$.

Results and discussion

Body measures and their standard deviation (SD) are presented in Table 2.

Sexual dimorphism has been clearly observed at statistically significant level ($P = 0.0027$) in the age class ≥ 3 years, but not in tail (C) and leg (D) measures, so these measures are not separated in Table 2. The comparison of our results with those of P. Kozlo (Козло, 1975), who observed substantial sexual dimorphism on boars 3 years and older, is favourable. In this study, males have been slightly bigger in all age classes, but not at statistically significant level.

Because of methodical differences, only age class ≥ 3 can be compared with results from other regions (measures A, B, E, F), Table 3.

The boars from Estonia (age class ≥ 3) are significantly larger than the boars of the same subspecies (*Sus s. scrofa*) from more southern regions. According to K. Paaver (1965), the continuous unidirectional changing of measures is typical of wild boar (getting smaller from the east to the west). In accordance with the Bergmann's rule, it seems, the same can be observed from the south to the north.

The coefficients of variability of body measurements are presented in Table 4. The tail (C) and leg measurements (D) have the largest variability, the same tendency has been observed also by Kozlo (Козло, 1975) in Belovezhye. The range of the coefficient is 4-22 %. The girth (F) has a slightly larger variability too but in case of fat layers this measure depends largely on the physiological condition of an individual.

Gajic (1978) reported the lowest variability in head length, the highest in body length, but he had not measured tail and leg in his study.

Table 2

Body measures (mean and SD) of six age classes (cm)

Age class sex							Σ	
	0,5	1	1,5	2	2,5		males	females
A	30.21 (3.46)	36.85 (2.06)	39.57 (3.44)	43 (2.09)	45.35 (3.01)		49.64 (3.12)	44.35 (5.10)
B	78.30 (6.60)	91.14 (5.27)	104.00 (7.65)	102.44 (7.55)	110.64 (8.27)		118.35 (10.81)	116.21 (5.79)
C	16.09 (3.00)	22.30 (3.02)	24.23 (3.57)	26 (2.91)	24.57 (4.81)			25.71 (5.67)
D	23.55 (3.60)	30.33 (1.39)	29.03 (3.22)	32 (2.26)	31.21 (3.14)			31.5 (4.37)
E	62.48 (6.39)	77.38 (5.14)	80.26 (9.24)	87.11 (5.59)	90.00 (8.31)		98.14 (6.56)	90.14 (8.06)
F	86.33 (10.84)	98 (5.41)	121.86 (24.52)	118.5 (12.04)	133.5 (15.49)		153.6 (18.07)	128.6 (11.21)

Table 3

Comparison of body measurements from different regions
(Estonia, Germany, Byelorussia) (cm)

Measure	A + B		E		F	
Sex	males	females	males	females	males	females
Estonia	167.99	160.56	98.14	90.14	153.6	129.6
Germany	149.9	136.1	79.4	—	119.5	—
Briedermann, 1986						
Belovezhye (Козло, 1975)	160.5	144.7	99.4	87.6	130.1	109.9

Table 4

The coefficients of variability of body measurements (%)

Age class	0.5	1	1.5	2	2.5	3	
sex						mal.	fem.
A	11	5	9	5	6	6	11
B	8	5	7	7	7	9	5
C	18	13	14	11	19		22
D	15	4	11	7	10		14
E	10	6	11	7	9	7	9
F	12	5	20	10	11	11	9

Differences in times of birth can also increase variability by creating heterogeneity in age class.

By Briedermann (1986) boars from islands tend to be smaller than boars from mainland. To find it out, two groups of boars were compared (age class 0,5), one group from the Estonian mainland, another from the Island of Saaremaa. Saaremaa is actually semi-isolated as its nearest point is quite near to the mainland and boars are reported to reach the island easily anytime. So it can be considered a subpopulation.

Results are presented in Table 5.

The boars from the Saaremaa subpopulation are significantly smaller but the reasons of difference remain unclear. According to Randveer (1989) the body measurements can depend on soil fertility. By official counts the density of the Wild Boar is somewhat higher in Saaremaa (7 ind./1.000 ha). The weight of the Roe Deer is reported to be small in populations with high density even if food is abundant

Table 5

Comparison of body measurements of two subpopulations mean, standard error (SE), n and stat. significance (P) level (cm)

measure	island	n	mainland	n	P
A	28.45(0.54)	49	30.59(0.34)	42	0.0018
B	74.67(0.75)	49	83.19(1.00)	42	0.0000
E	58.75(0.87)	49	66.48(0.96)	42	0.0000
D	21.69(0.54)	49	25.88(0.52)	42	0.0000
C	14.75(0.37)	49	17.47(0.48)	42	0.0000
F	78.05(1.33)	36	93.78(1.79)	27	0.0000

(Klein, Strandgaard, 1972).

The girth (F) and shoulder height (E) from these two subpopulations are also presented on Fig. 2 and 3.

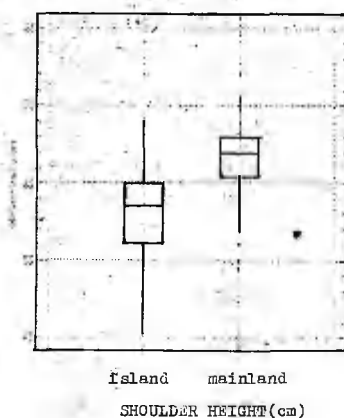


Fig. 2. Shoulder height of boars (age class 0.5).

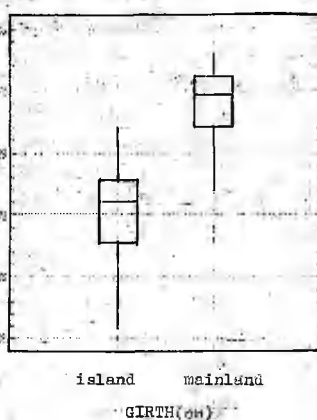


Fig. 3. Girth of boars (age class 0.5).

The same tendency seems to continue in older age classes too, but, unfortunately, material has been too insufficient to draw conclusions.

Linear measurement of body of the Wild Boar increase most rapidly during the first two years, especially during the first year (Русков, Тимофеева, 1984).

The relative gain in body measurement (B and E) between age classes of wild boar of Estonia has been presented in Table 6.

As shown in Table 6. zero values and even negative values have been estimated. But, according to Mauget (1985), Jezierski

Table 6

Relative gain (%) in body measurements (B and E)
in intervals between age classes

Measure sex	E		B	
	males	females	males	females
0.5-1	22.5	23.7	15.7	16.9
1 -1.5	5.09	2.69	14.4	13.7
1.5-2	7.09	8.9	0	-5.7
2 -2.5	8.88	-2.7	13.14	4.1
2.5-3	2.76	9.0	0.63	14.5
and older				

and Myrcha (1975), free ranging populations of the European Wild Boar exhibit a seasonal pattern in somatic growth. The minimum values are observed during winter while negative values can also be recorded. The interval 1.5-2 falls just to winter months in Estonia. Besides severity of winter, rut and pregnancy can also affect growth.

The value -2.7 in interval 2-2.5 in sows can be caused by nursing of piglets. But because of insufficiency of material for some age classes (Table 1) these results can be called only preliminary.

For estimating body measurements for the Estonian boar, multiplicative regression models were computed separately for males and females (Table 7.) (measures A, B, E).

Table 7

Regression models of measures

Measure	sex	Model	r	R-squared
A	males	$\ln A = 3.60 + 0.25 \ln \text{Age}$	0.89	79.31
	females	$\ln A = 3.52 + 0.19 \ln \text{Age}$	0.80	65.07
B	males	$\ln B = 4.52 + 0.22 \ln \text{Age}$	0.87	77.04
	females	$\ln B = 4.49 + 0.18 \ln \text{Age}$	0.88	78.99
E	males	$\ln E = 4.31 + 0.23 \ln \text{Age}$	0.84	71.40
	females	$\ln E = 4.24 + 0.17 \ln \text{Age}$	0.89	79.31

Model fitting results are also presented on Fig. 4 and 5, 6; measures (A, B, E).

As it is shown in Table 7 the slopes of growth models of males are always larger, males tend to grow faster, especially after the age

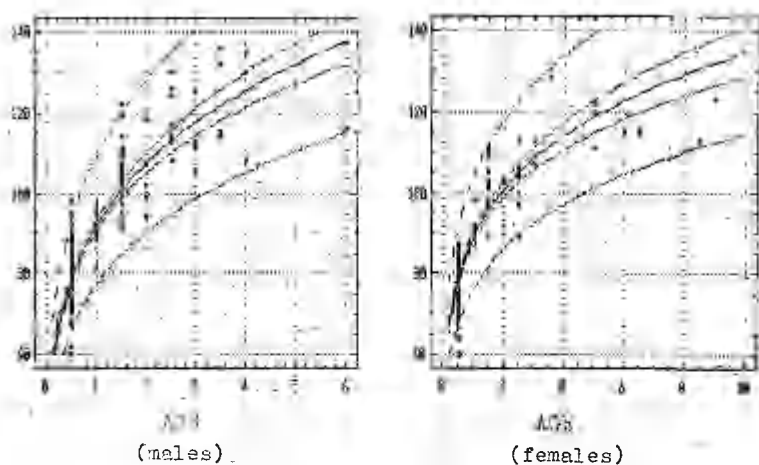


Fig. 4. Regression of B (trunk length) on age.

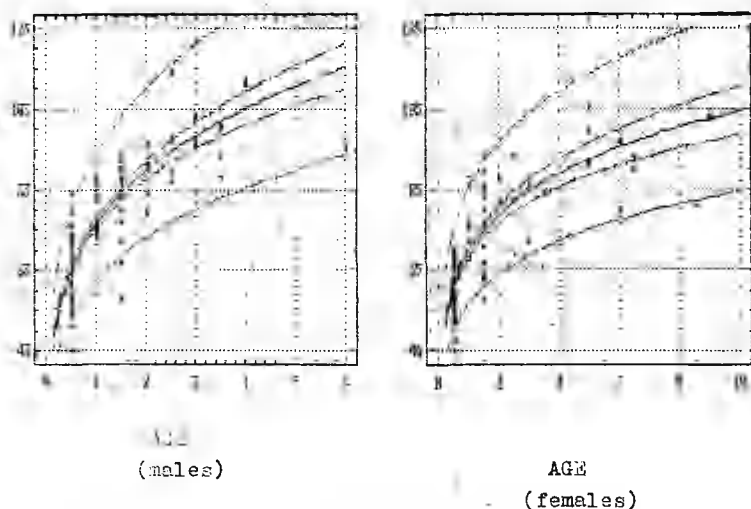


Fig. 5. Regression of E (shoulder height) on age.

of 1 year (also Fig. 4-6). It correlates well with the results from western France (Perm et al.; 1987), where from the age of 12-15 months males tend to grow faster.

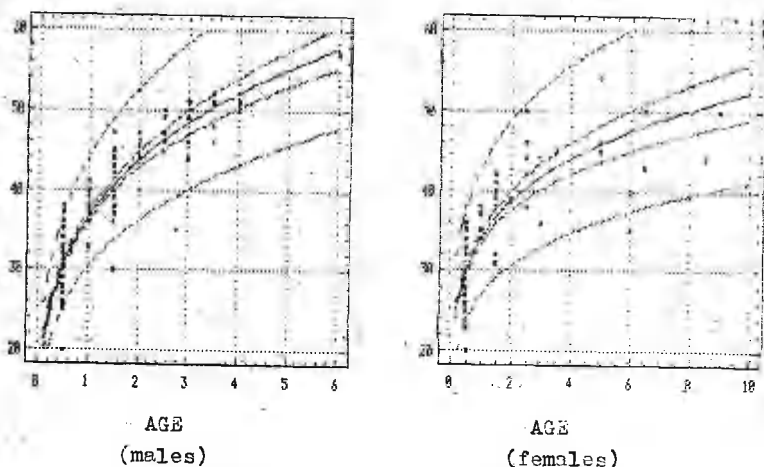


Fig. 6. Regression of A (head length) on age.

For estimating the age of the Estonian Wild Boar with two body measurements (trunk length (B) and shoulder height (E) for males and trunk length (B) and head length (A) for females, a multiple linear regression model was computed (Table 8).

Table 8

Multiple linear regression model for aging boars
from two body measurements

sex	Model	SE	P
male	$\text{Age} = 0.026B + 0.0273E - 3.54$	0.56	0.0000
female	$\text{Age} = 0.062B + 0.0693A - 6.48$	1.05	0.0000

REFERENCES

- Briedermann L. Zum Körper- und Organwachstum des Wildschweines in der Deutschen Demokratischen Republik // Arch. Forstwes. 1970. Vol. 19, N 4. P. 401-420.
- Briedermann L. Schwarzwild. Berlin: VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1986. 535 p.
- Eesti NSV mullaviljakuse hindamise juhend. Tallinn, 1985.
- Gajić I. Korelacije između telesnih mera divlje svinje // Stocarstvo. 1979. Vol. 32. P. 11.

- Habermehl K.-H. Altersbestimmung bei Wild- und Pelztieren. Hamburg-Berlin, 1985. 221 p.
- Jesierski W., Myrcha A. Food requirements of wild boar population // Polish Ecological Studies. 1975. Vol. 1. P. 61-83.
- Klein D., Strandgaard H. Factors affecting growth and body size of roe deer // J. Wildl. Manage. 1972. Vol. 36. P. 64-79.
- Ling H. Metssea (*Sus scrofa*) arealipiiri muutused Nõukogude Baltimaa del viimastel sajanditel // TA ELUS-i aastaraamat. Tallinn, 1955.
- Manget R. Seasonal changes in growth and food intake in the wild boar - endocrine correlates // Colloq. int. Cent. etud. biol. anim. sauvag., Chize, 1985. 1-5 jull. Paris. P. 325-328.
- Nõukogude Eesti. Tallinn, 1978. 500 p.
- Olkonen S. Metssea arvukuse ja populatsiooni struktuuri dünaamikast Eesti NSV-s: Diplomitöö. Tartu, 1982.
- Perin D., Spitz F., Janean G., Valet G. Dynamics of reproduction and development of weight in the wild boar (*Sus scrofa*) in South-West France // Z. Säugetierk. 1987. Vol. 52, N 1. P. 21-30.
- Singer F.J., Swank W.W., Clebsh E.E.C. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest // J. Wildl. Manage. 1984. Vol. 48, N 2. P. 464-473.
- Tõnisson J. Metssiga (*Sus scrofa*) Kirde-Eestis: Diplomitöö. Tartu, 1971.
- Козло П.Г. Определение возраста, селекция и отлов дикого кабана. Минск, 1973.
- Козло П.Г. Дикий кабан. Минск, 1975. 223 с.
- Линг Х.И. Структура и динамика популяций промысловых млекопитающих: Дисс. ... докт. биол. наук, Tartu, 1977.
- Паавер К.Л. Формирование териофауны и изменчивость млекопитающих Прибалтики в голоцене. Tartu, 1965. 493 с.
- Русаков О.С., Тимофеева Е.К. Кабан. Л., 1975. 194 с.
- Роосалусте Э.И. Изменения растительного покрова на территории Вийдумяэского и Нигулаского заповедников (Эстонская ССР): Дисс. ... канд. биол. наук. Вильнюс, 1988.
- Фадеев Е.В. Кабан // Охота и охотничье хозяйство. 1987. № 2. С. 15-16.
- Янулайдис З.П., Козло П.Г. Вести АН БССР. Сер. Биол. н. 1988. № 3. С. 87-92.

РАЗМЕРЫ ТЕЛА КАБАНА В ЭСТОНИИ

Х. Валдмани

Резюме

Материал данной работы был собран в 1985 - 1990 гг. Проанализированы промеры 243 кабанов в разных местах Эстонии. Кабанов сгруппировали по полу и возрасту.

Были найдены следующие показатели (средние величины возрастных групп и стандартное отклонение и стандартная ошибка): длина головы, длина туловища, длина хвоста, охват груди, высота в холке и длина ступни. Их сравнивали с показателями кабанов из Германии и Белоруссии.

Ещё были обнаружены модели роста кабана, модели для определения возраста.

ОБЩАЯ СТЕПЕНЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЛИСТВЕННОЙ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ОЛЕНЕВЫМИ ЛЕТОМ И ПОЕДАЕМОСТЬ ОТДЕЛЬНЫХ ВИДОВ

А. Приедитис

Введение

Долголетние исследования (с 1968 г.) оленевых и их кормовых условий привели к представлению о том, что летние условия являются решающими в формировании благополучия популяций животных. С другой стороны, животные в большой мере способны формировать эти условия. Объедая растительность, животные стимулируют или угнетают восстановление потребляемой фитомассы. Повторность и интенсивность объедания растительности летом выражается как количество растений с видимыми обкусками. Этот показатель оценивается осенью (конец августа, сентябрь), когда замедляется и прекращается рост, но листопад еще не наступил. Стимулирующим уровень использования растительности можно считать, если общее количество древесных растений с видимыми обкусками осенью не превышает 50 %, угнетающим, — если эта величина превышает 60 %. Отдельные виды объедаются не одинаково, и влияние животных может быть различным по сравнению со средней общей поедаемостью. Однако самые предпочитаемые или наименее поедаемые растения в отдельных местах — не одни и те же. Интересно узнать, могут ли отдельные древесные виды служить индикаторами общей степени использования растительности животными.

Материалы и методика

Степень использования древесной растительности летом регистрировалась в 6 лесничествах в течение 3–6 лет. Эти лесничества находятся в разных частях Латвии и представляют различные леса (смешанные с преобладанием сосны или ели, лиственные), где обитают все 3 вида оленей — косули, лоси и благородные олени. Численные соотношения этих видов (по соотношению кучек экскрементов весной) были различными, а степень использования древесной растительности — в пределах 38–80 %.

В каждом лесничестве обследовались по 15–30 вырубок, полян и опушек, где имеется двевесная растительность, листва которой находится в зоне доступности животных. На каждом месте учета оценивается около 200 растений или их групп. Всего обследовано 616 площадок или ленты (линия хода, где подсчитывается нужное количество точек оценки древесных растений). Растения оценивались в 3 градациях интенсивности объедания, но в данной работе пользовались только количеством растений со следами летних обкусов, выраженных в процентах, независимо от интенсивности, поскольку имеется очень высокая корреляция между общим количеством объеденных и сильно обкусанных растений.

Имитация летних обкусов показала, что видны только те обкусы, которые возникли недавно (2–4 недели). Более старые обкусы трудно отличить от прошлогодних или зимних.

Результаты

Поедаемость отдельных видов зависит прежде всего от общей степени использования растительности и встречаемости отдельных видов. Распределение отдельных видов растений в зависимости от общего количества объеденных растений (рис. 1) меняется закономерно. При малой ($\leq 10\%$) и большой ($\geq 90\%$) общей степени использования растительности большинство растений независимо от вида объедается соответственно общему уровню. Поедаемость отдельных видов соответствует нормальному распределению, если общая степень использования составляет средние величины (от 40 до 60 %).

Встречаемость отдельных видов значительно отражается на их поедании (рис. 2). Чем больше представлен вид, тем поедаемость его меньше отличается от общей степени использования, и наоборот. Эти закономерности касаются различных видов, например, березы или ивы.

Предпочитаемыми видами (рис. 3) можно считать иву, крушину и рябину, наименее поедаемыми – черемуху и липу. Поедаемость дуба, частично и ясеня по-видимому, отражена неправильно. Дело в том, что эти виды сильно угнетены частым объеданием. В таких условиях обкусы, сделанные 3–4 недели назад и раньше, нельзя отличить от прошлогодних и зимних.

Предпочетаемость или наименьшая поедаемость, характерная для какого-либо вида, наиболее хорошо выявляется, если степень использования растительности стимулирующая или критическая (рис. 4). При переиспользовании растительности поедаемость как предпочитаемых, так и отклоняемых видов мало различается. Если общая степень использования растительности превышает 80 %, начинается поедание даже белой ольхи. Ес-

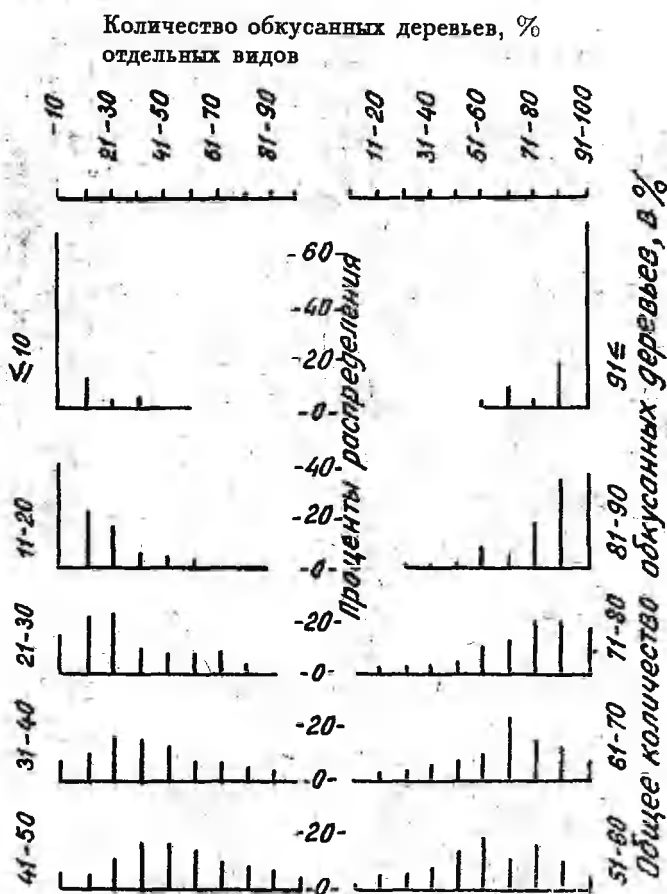


Рис. 1. Распределение количества обкусанных деревьев отдельных видов в зависимости от общей степени использования животными древесной растительности.

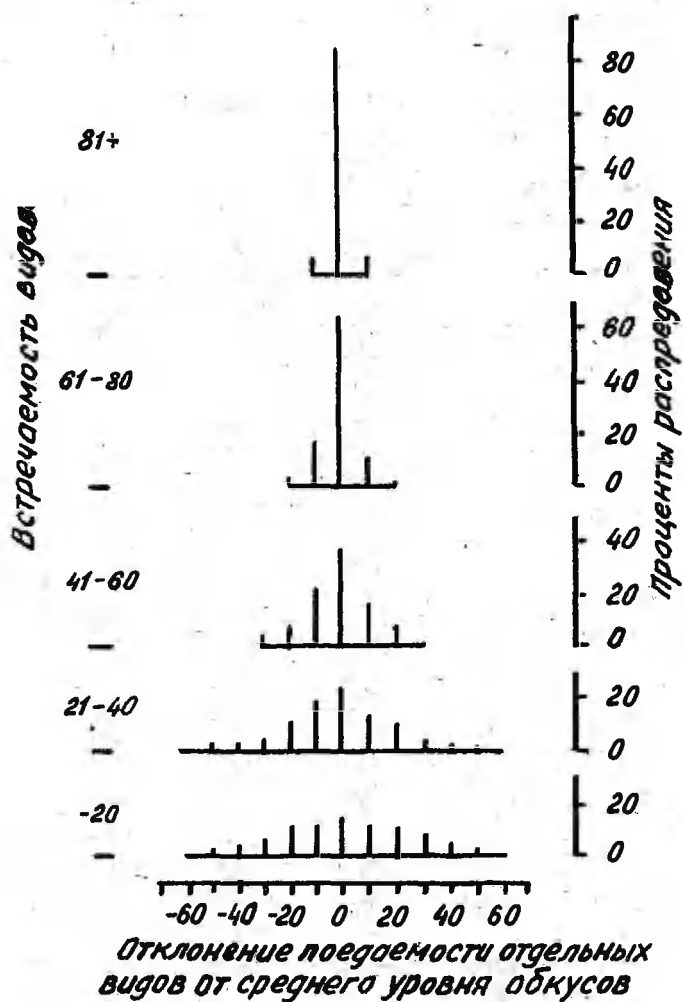
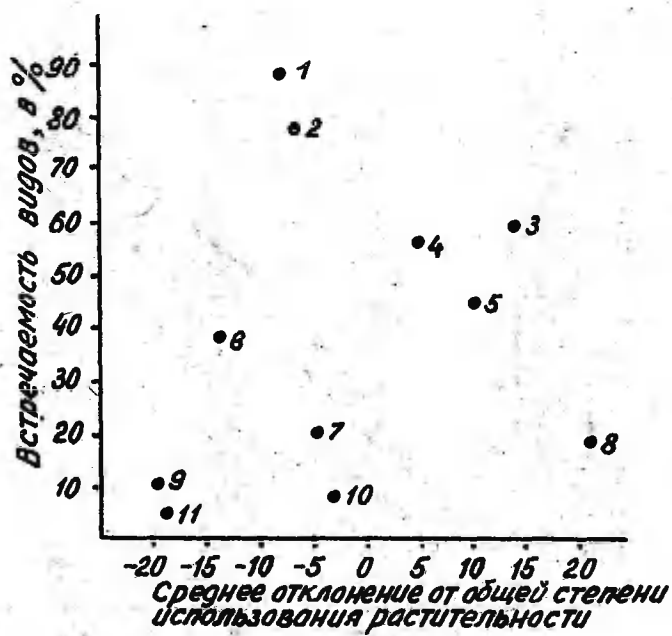


Рис. 2. Отклонение объедаемости отдельных видов от общей степени использования древесной растительности животными в зависимости от встречаемости отдельных видов или их групп.



- 1 *Rubus spp.*
- 2 *Betula spp.*
- 3 *Salix spp.*
- 4 *Populus tremula*
- 5 *Rhamnus frangula*
- 6 *Tilia cordata*
- 7 *Corylus avellana*
- 8 *Sorbus aucuparia*
- 9 *Prunus padus*
- 10 *Fraxinus excelsior*
- 11 *Quercus spp.*

Рис. 3. Средняя поедаемость наиболее часто встречаемых видов или их групп.

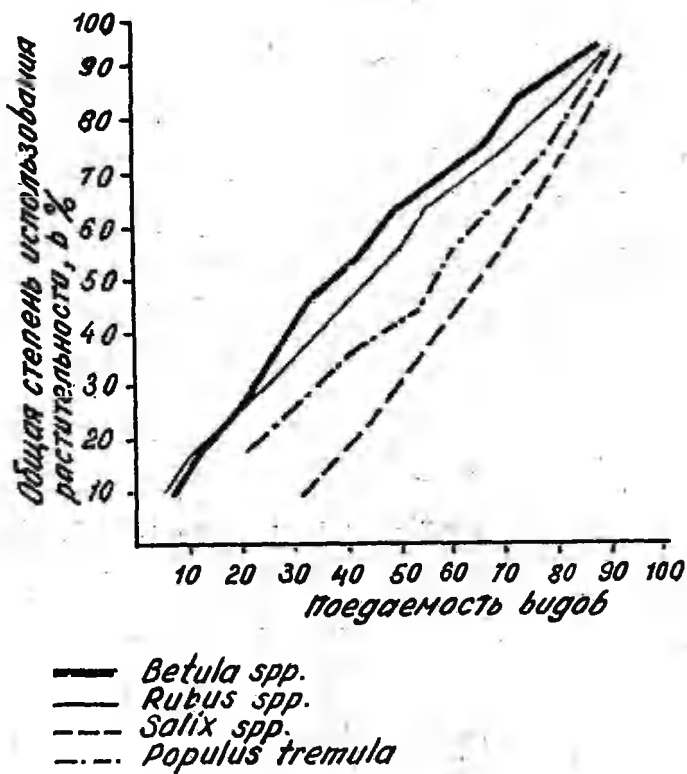


Рис. 4. Изменение поедаемости 4 наиболее часто встречаемых видов (их групп) при различной степени общего использования растительности.

ли эта величина превышает 90 %, то использование белой ольхи может достигать 50 % и больше.

Заключение

При определении степени использования древесной растительности животными летом необходимо оценить почти все виды деревьев и кустарников, кроме несъедобных или почти несъедобных, например, серой ольхи. Хотя и животные могут сильно угнетать урожайность фитомассы и снизить встречаемость отдельных видов, полностью уничтожить какой-то один вид они вряд ли смогут, поскольку сильно угнетенный вид теряет привлекательность, а менее поедаемые виды становятся более привлекательными. При переиспользовании древесной растительности летом угнетается двудольная травянистая растительность. Преимущество в таких случаях получают злаки, и ценность пастбищ для животных снижается как в летнее, так и в зимнее время.

THE AVERAGE DEGREE OF BROWSING OF DECIDIOUS WOODY PLANTS AND PREFERENCE OF DEFINITE PLANT SPECIES OR GENERA BY CERVIDS IN SUMMER

A. Frieditis

Summary

The number (in per cents) of deciduous woody plants with traces of browsing in summer by cervids was registered in 3-6 forestries starting from 1985. The preference of definite plant species seems to depend on the average degree of plant utilization by cervids and the availability of plant species. High average utilization of plants diminishes the difference in preference of various species. High availability of definite plant species levels out its utilization intensity to an average degree of plant utilization by cervids.

РОЖДАЕМОСТЬ И СМЕРТНОСТЬ В ЭСТОНСКОМ ПОСЕЛЕНИИ КОСУЛИ

Т. Рандвеэр
ЭстНИИЛХОП

Экологию эстонского поселения косули изучали в период с 1976 по 1986 г. Ниже рассматриваются рождаемость и смертность косули, т.е. те факторы, соотношение которых определяет динамику численности.

Динамика численности в текущем столетии (реконструкция ее с 1924 г. базируется на официальных учетных данных) изображена на рис. 1. Численность в те периоды, относительно которых имеются лишь косвенные данные, обозначена вертикальной штриховкой. Отмечено 3 пика численности, за которыми всегда следовал резкий спад ее. Ключевые факторы, определяющие тенденции изменения численности, с течением времени меняются. Резкие спады все же всегда были непосредственно обусловлены суровыми зимами.

Рождаемость. Все исследованные нами 26 самок (из них 8 в возрасте 1,5 и 2,5 года) имели желтые тела или зародыши. Этот материал, хотя и необширный, все же позволяет предположить, что яловость косуль — явление редкое. Установлено, что потенциальная средняя плодовитость эстонского поселения косули составляет 1,96 зародыша на самку. Так как существует эмбриональная смертность, то трудно оценить действительно рождающихся телят. Хотя это декларативно, но мы в дальнейших расчетах придерживаемся мнения, что плодовитость самок, установленная непосредственно после рождения телят, составляет в среднем 1,6 теленка на одну самку.

Прирост популяции легче всего определять в осенние месяцы. Исходным материалом послужили заполненные охотниками учетные листки, на которых отмечались пол и возраст (сеголеток или взрослая особь) 27 260 встреченных косуль. На основании этих данных вычислены доля самок в популяции и 5 показателей, характеризующих размножение косули. Соответствующие средние величины этих показателей отдельно по двум периодам представлены в табл. 1.

Первый период характеризуется резким падением численности косули и последующим ее повышением в 1980 г. В отно-

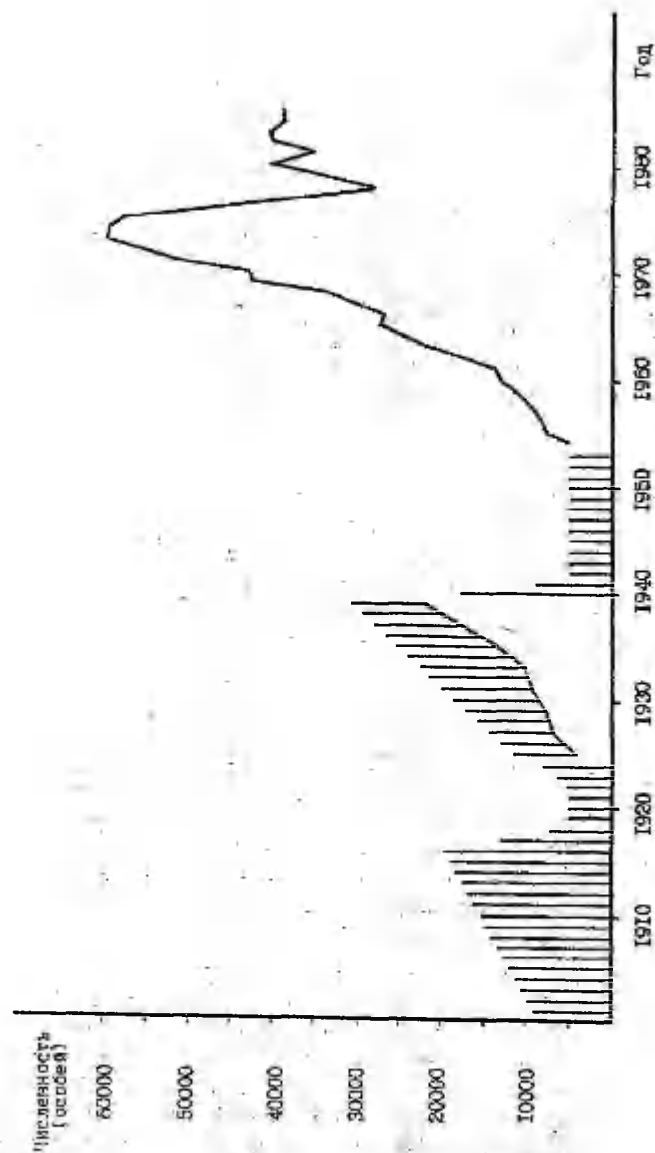


Рис. 1. Динамика численности флота в Эстонии.

Таблица 1

Прирост популяции косули

Показатель	Период	
	1976-1980 гг.	1983-1986 гг.
1. Доля самок от всех взрослых животных (%)	66,3	67,5
2. Доля самок с телятами от всех самок (%)	47,1	52,1
3. Доля самок с двумя телятами от всех самок с телятами (%)	49,2	55,7
4. Доля сеголетков в популяции (%)	30,4	36,0
5. Плодовитость (juv/♀)	0,71	0,84
6. Величина выводка (juv/+♀)	1,48	1,61

шении двух последующих лет материала недостаточно. Второй период характеризуется относительно стабильной численностью. Во втором периоде прирост популяции был больше. С использованием корреляционного и регрессионного анализа изучили влияние зимних и весенне-летних условий погоды на успешность размножения. По данным метеорологического ежемесячника вычислен ряд показателей, характеризующих условия погоды: 3 для весенне-летнего, 8 для зимнего периода. Один из 8 показателей характеризует условия зимовки косули комплексно; в нем объединены средняя температура трех самых холодных месяцев, средняя глубина снежного покрова в декаду с максимальным снежным покровом и продолжительность сохранения снежного покрова. Эти показатели выражались не в абсолютных числах, а в процентах от среднего за 26 лет. Комплексный показатель (так называемый "характер зимы") является арифметическим средним этих трех названных величин.

В первый период между показателями размножения и условиями погоды во время рождения косулят, т.е. в мае и июне, достоверной связи не установлено. Но ощутимое влияние оказали условия зимы. Следует отдельно отметить очень сильное влияние зимних условий на половую структуру. С ухудшением условий зимовки отмечалось увеличение процента самок в популяции следующей осенью. Во втором периоде на успешность размножения повлияли как зимние, так и весенние условия погоды. Между долей самок и условиями перезимовки достоверной корреляции не установлено, но наибольший удельный вес самок в популяции наблюдался и в этот раз после самой холодной зи-

мы, т.е. в 1985 г. В течение всего изученного периода, т.е. с 1976 по 1986 г., на размножение больше всего повлиял характер зимы.

При изучении смертности основное внимание обратили на три фактора: весенне-летние сельскохозяйственные работы, зимние условия погоды и отстрел.

Чтобы оценить гибель косулят при сенокосении, необходимо знать общую смертность в летние месяцы. Исходим из того, что численность популяции составляет приблизительно 40 000 особей, как это и было в начале и в середине 1980-х годов. В таком случае состав популяции весной перед рождением телят приблизительно следующий: самцы – 26 % (10 500); самки – 49 % (19 500); косулята прошлого года – 25 % (10 000, из них 6000 самок и 4000 самцов). Телят рождается 1,6 на одну самку, т.е. $1,6 \times 19\,500 = 31\,000$. Известно еще, что осенью встречается приблизительно 0,75 косуленка на одну самку – $0,75 \times (19\,500 + 6000) = 19\,100$. В этом случае летняя смертность $31\,000 - 19\,100 = 11\,900$ косулят, или приблизительно 38 % от родившихся.

Анализ результатов анкетного опроса, проведенного среди механизаторов в 1985 и 1986 гг., позволяет утверждать, что из всех родившихся весной косулят 4–5 % гибнут во время летних сельскохозяйственных работ, что составляет 10–12 % от всей летней смертности. Гибель по этой причине равна не менее 2,4 косуленка на 1000 га скашиваемой площади.

Важнейший фактор смертности на наших широтах – суровые зимы. За 11 лет в Эстонии каждую зиму обнаруживали от 277 до 3700 трупов косуль. Можно предположить, что действительная смертность приблизительно в 3 раза (в 1982 г., когда разысканием трупов косуль занимались основательнее – в 2 раза) выше. За 11 лет наивысшая смертность отмечалась зимой 1978/79 гг. в южной части Центральной Эстонии – 5,8 особи на 1000 га, или 25 % поселения. Этот материал проанализировали аналогично данным прироста популяции в разрезе двух периодов. Установили регрессионные уравнения, описывающие зависимость зимней смертности от характера зимы и плотности населения. Используя эти уравнения, можно показать, что при одинаковых плотности населения и условиях зимовки в последнем периоде (численность тогда была стабильной) отмечается более низкая смертность косуль. Это указывает на улучшение санитарного состояния популяции в промежуточное время.

Накопилось много данных о половом и возрастном распределении животных, погибших зимой. Как литературные, так и имеющиеся в Эстонии начиная уже с 30-х годов данные указывают 1) на относительно большую смертность косулят по сравне-

нию со взрослыми животными (50–70 %) и 2) на большее число самок среди погибших. В отношении первого вывода вопросов не возникает. В отношении второго – да. Выше отмечено, что при ухудшении условий зимовки возрастает процент самок в популяции, из чего можно сделать вывод о большей смертности самцов. На самом деле противоречий нет. В популяции среди взрослых животных в среднем 64–65 % самок. Приблизительно столько же – в разные годы 62–66 % – их среди погибших, т.е. зимняя смертность взрослых животных пропорциональна их действительному распределению в популяции. Как показывают результаты исследования 66 трупов косуль, среди погибших зимой сеголетков доминируют самцы (21 из 34 в нашем материале). Видимо, после суровой зимы процент самок в поселении увеличивается потому, что среди молодых животных, пополняющих поселение, отмечается перевес самок. Из изученных 66 косуль у 58 удалось установить причину смерти: 8 (13,8 %) погибли от бродячих собак, 6 (10,3 %) попали под автомобиль, 1 (1,7 %) удавилась в кормушке, 1 (1,7 %) имела огнестрельную рану (в марте!), у 1 (1,7 %) обнаружили опухоль, у 1 (1,7 %) – бешенство, у 15 (25,9 %) – расстройство пищеварительного тракта, у 12 (20,7 %) – воспаление легких, у 8 (13,8 %) – расстройство пищеварительного тракта и воспаление легких, у 10 (8,6 %) – лишь истощение. Из них 6 названных первыми причин определены однозначно. Причины гибели остальных животных условные в том смысле, что в их организме отмечался одновременно целый ряд патоанатомических изменений. У большинства из них характерным было еще накопление крови во внутренних органах, что указывает на замерзание, также и в содержимом желудка была большая доля хвои ели – до 100 %. Большинство животных было истощено. Сравнивая между собой встречаемости кормовых компонентов в содержимом желудков у жизнеспособных (в основном погибших под автомобилями) и истощенных косуль, самое большое отличие отмечалось в частоте встречаемости растений кустарничкового яруса. У первых кустарнички нашли у 7 из 16 (43,8 %), а у вторых – у 4 из 39 (10,3 %). Различие в поедании хвои ели проявляется четче, если наряду с учетом частоты встречаемости учесть и процентное содержание ее в желудках. Только у 2 из 16 (12,4 %) жизнеспособных косуль в содержимом желудка нашли более 60 % хвои ели, а у истощенных косуль – у 17 из 39 (43,6 %). Причем у 9 содержимое желудка состояло на 100 % из хвои ели.

Интенсивное поедание еловых побегов обусловлено, вероятно, дефицитом воды в зимнем корме. По данным Дунина и Мальцевской (1975), содержание влаги среди 11 изученных ими видов древесных пород наибольшее именно в еловых побегах. Если

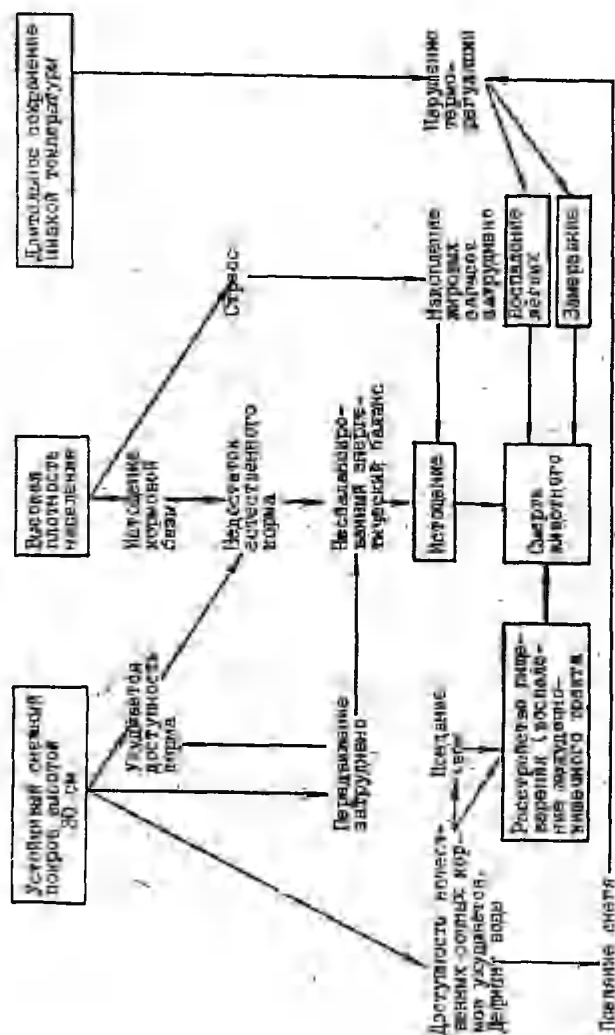


Рис. 2. Физiological факторы и принципы зимней смертности косяков.

еловые побеги составляют существенную долю от всего корма, то содержащиеся в них эфирные масла раздражают слизистую оболочку пищеварительного тракта, влияя отрицательно на здоровье животного. Нами предложена схема механизма действия разных экологических факторов, вызывающих гибель косуль (рис. 2).

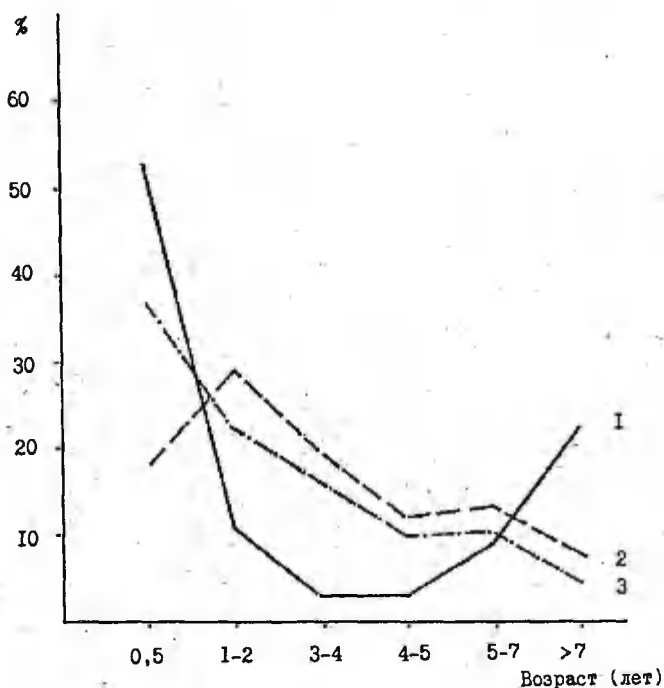


Рис. 3. Распределение косуль по возрасту:

- 1) погибших зимой,
- 2) отстрелянных в 1980-1984 гг.,
- 3) отстрелянных в 1985-1986 гг.

Резкое увеличение численности косули в конце 60-х — начале 70-х годов произошло на фоне низкого использования популяции, в среднем 3 % от осеннего числа животных. В последующие годы отстрел стал более интенсивным, в 1972-1977 гг. за один сезон в среднем 14,4 %, но не настолько, чтобы существенно повлиять на динамику численности. Тем самым, резкое падение численности вызвано прежде всего природными факторами. При анализе статистических данных не обнаружено заметного влияния отстрела на половую структуру популяции, так как половое соотношение добытых животных близко к действительному. Доля сеголетков среди отстрелянных косуль (в 1985-1986 гг.

37,2 %) определяется приблизительно уже при выдаче лицензий. Среди добытых за 1985–1986 гг. взрослых косуль 35,3 % 1–2-летних, 57,7 % 3–7-летних и 7,0 % – старше 7 лет. Сравнивая это распределение с реальной возрастной структурой популяции Andersen, 1953 и др.), можно отметить относительно малую долю 1–2-летних и большую долю средневозрастных животных среди добытых в Эстонии косуль. Хотя не исключено и своеобразие эстонской популяции, вероятнее, что в этом различии проявляется выбор, сделанный охотниками, т.е. их стремление добыть крупное животное.

Таблица 2

Общая смертность в популяции косули в течение одного года

Время год	Факторы смертности	Число погибших косуль		
		косулята	взрослые	всего
Весна-лето	Нехватка корма Неблагоприятные условия погоды Мелкие хищники сенокосилки	11000	–	11000
Осень	Отстрел	1500	3500	5000
Зима	Истощение Воспаление желудочно-кишечного тракта и легких	3300	2700	6000
Весь год	Крупные хищники Болезни Несчастные случаи Браконьерство			9000
Всего				31000

Для рассмотренных факторов характерна сезонность: отстрел ограничен охотничьим сезоном, гибель в результате истощения, в основном, в феврале и марте и т.д. Ряд других факторов обуславливает смертность круглогодично или точнее, слабее связан со временем года – это хищники, болезни, браконьерство, несчастные случаи. Их влияние можно оценить лишь приблизительно, поскольку соответствующие оригинальные данные отсутствуют.

Оценим общую смертность в популяции в течение одного года. Как уже было отмечено, в популяции, состоящей из 40 000 особей, весной рождается 31 000 косулят. Если численность держится стабильной (а таковой она и была в начале 80-х годов), то в течение года столько же животных должно и умереть. Сколько животных по какой причине гибнет, показано в табл. 2.

Из годового прироста, т.е. 31 000 животных, отстреливают только 5000 (правда, в последующие годы 7000-8000), или 16 %. Этого, очевидно, мало. Увеличение добычи возможно за счет снижения естественной смертности. Существенно снизить гибель новорожденных косулят не в наших силах. Для снижения зимней смертности имеются более эффективные средства, например изменение структуры отстрела. Общая смертность большая, поскольку охотники и зима влияют на разные возрастные группы (рис. 3).

Отстреливать следовало бы в первую очередь тех животных, которые, вероятно, не переживут зиму. Таких животных можно узнать и выбрать. Полезным было введенное в 1985 г. требование, чтобы 40 % отстреливаемых животных были сеголетками. В дальнейшем необходимо было бы добиваться уменьшения доли 3-7-летних животных в охотничьей добыче. Также следует внести некоторые изменения в биотехнику. Если снежный покров препятствует питанию косуль растениями кустарничкового яруса, то нужно вместе с сеном подкармливать косуль сочными кормами. Это предотвратило бы поедание еловых побегов косулями и вредные последствия для здоровья животных.

ЛИТЕРАТУРА

- Дунин В.Ф., Мальчевская Е.Н. Динамика химического состава древесно-веточных кормов лося в лесах Березинского заповедника // Березинский заповедник. Минск, 1975. Вып. 4. С. 157-169.
- Andersen J. Analysis of a Danish roe deer population // Danish Review of Game Biologie. 1953. Vol. 2, pt 2. P. 127-155.

BIRTH- AND DEATH-RATE OF THE ROE DEER POPULATION IN ESTONIA

T. Randveer

Summary

The dynamics of the number of Roe Deer in certain area is determined by the relation of birth-rate and death-rate as migration is not characteristic of this species. In the early eighties the number of Roe Deer remained stable in Estonia (about 40.000 animals were counted every spring), what means that fertility and mortality ought to be equal. **Birth-rate.** Supposing that there are approximately, fawns per adult doe and knowing that the number of does in population was about 19.500 we can figure out that 31.000 fawns are born every spring. Immediately after birth of the fawns the number of the population was thus 71.000 on the average. **Death-rate.** Knowing the approximate ratio of fawns in the population in spring and during hunting season in autumn we can calculate that during 2-3 summer months about 38 % of newborn (that is 11.900 fawns) perish. Substantial mortality occurs also in winter, especially in February and March, when due to exhaustion, pneumonia and peritonitis on the average 6.000 Roe Deer perish in different years. During the observation period about 5.000 individuals of Roe Deer were shot per hunting season. About 9.000 individuals perish annually due to predators, diseases, accidents and poachers.

Only 5.000 individuals, or 16 % of the annual increase (that is from 31.000) were shot. This amount is evidently too small. Hence, in the last years 7.000-8.000 animals were hunted. Pre-requisite of intensified hunting is the decrease of the natural mortality. Recommendations for the reduction of the winter mortality are given.

НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОВРЕЖДЕНИЯ ЛЕСНЫХ НАСАЖДЕНИЙ ЛОСЯМИ

В. Падайга

Литовский н.и. институт лесного
хозяйства, Каунас-Гирионис

Исследования И.В. Ларина (1957) показали, что наблюдения над поедаемостью растений животными в природе являются одним из основных приемов их предварительной кормовой оценки. Индексы предпочитаемости древесных и кустарниковых пород лосями определялись по отношению доли каждой породы в общем балансе поедки к ее обилию в составе зимних пастбищ (Толкач, 1975). По мере предпочитаемости лосем древесные и кустарниковые породы поедаются так:

лучше всего – рябина, осина и ивы;

хорошо – дуб, клен, сосна, бересклеты и черемуха;

посредственно – липа, ясень, лиственница, крушина, лещина и можжевельник;

плохо – береза, ель, ольха черная и серая.

Хвойные породы из-за их незначительного обилия лось особенно интенсивно поедает в лиственных (интродуценты, сосну и ель) и смешанных елово-лиственных (интродуценты и сосну) лесах. Излюбленными древесными и кустарниковыми породами для лося являются лиственные, кроме хорошо поедаемой сосны и хвойных интродуцентов. Первоначальный выбор корма определяется обонянием и вкусовым ощущением, хотя немаловажную роль играет его питательность и переваримость (Юргенсон, 1973). Обнаружена отрицательная корреляция между предпочитаемостью отдельных видов растений и их свойством подавлять микрофлору рубца (Longhurst et al., 1968). Установлено, что сырой протени в корме американских видов оленей должен составлять не менее 13 % при его критическом уровне 6–7 %, ниже которого происходит истощение организма и возникают зимние падежи (Dasmann, 1966). Оптимальное соотношение Са : Р в кормах животных должно быть не более 2 : 1 (Grasmann, 1962). Соотношение Са и Р в кормах и фекальных массах лося в среднем составляет 4 : 1 (от 2,3 : 1 до 7,4 : 1). Соотношение ука-

занных элементов в хвое сосны — от 2 : 1 до 1 : 1, а в побегах осины — 47 : 1. Поэтому при отсутствии сосны нельзя получить обычное у лося соотношение Са и Р (4 : 1). Сосна и осина как основные зимние корма лося дополняют одна другую, однако не могут друг друга заменить (Александрова, Красовский, 1969). Но известно немало случаев, когда в лиственных лесах с елью лоси успешно зимуют практически без сосны, а в чистых сосняках — без осины. Биохимический состав древесно-веточных кормов в основном определяется видом растения, а затем условиями местопроизрастания (табл. 1). Содержание сырого протеина во всех зимних кормах ниже нормы (13 %) и в большинстве случаев находится на критическом уровне (6–7 %). Избирательность поедания зимних древесно-веточных кормов лосями зависит от суммарного содержания в них азота, сырого протеина, сахара, жира и клетчатки (Дунин, Мальчевская, 1975). Коэффициент переваримости питательных веществ сосны и березы лосем составил: сухого вещества — 52,0 %, сырого протеина — 44,4 %, клетчатки — 39,5 % и БЭВ — 61,7 % (Иванова, 1975). Олени не могут существовать за счет одного, хотя бы и очень питательного корма, который приводит к ослаблению пищеварительных функций, его усвояемости и к неизбежному падению массы тела и концентрации гемоглобина в крови (Magma, Padaiga, 1975).

Предпочитаемость оленями, в том числе и лосями, изреженных, малополнотных насаждений, отличающихся хорошими условиями солнечного освещения, общеизвестна, так как между запасами древесно-веточных кормов в таких насаждениях и освещенностью в зоне лесовозобновления существует прямая связь (Падайга, 1975). Обилие древесно-веточных кормов в таких насаждениях является главной причиной их предпочитаемости.

Установлена обратная связь между интенсивностью использования осины и сосны лосем и их обилием в составе зимних пастбищ. Зависимость интенсивности использования осины (y , %) от ее обилия (x , %) в составе зимних пастбищ выражается уравнением:

$$y = 89,6 - 2,24x \quad (r = -0,66; t = 2,8),$$

а сосны:

$$y = 72,9 - 1,28x \quad (r = -0,77; t = 3,9).$$

Между интенсивностью использования и их обилием в составе зимних пастбищ ($r = 0,58$; $t = 2,3$), а также плотностью населения лося ($r = 0,82$; $t = 4,5$) установлена прямая связь. Интенсивность использования крушины и березы также находится в

прямой зависимости от плотности населения лося. Интенсивное использование березы наблюдается лишь при высокой плотности населения лося (более 7 особей на 1000 га), и эта порода может служить индикатором недостатка излюбленных древесно-веточных кормов на зимних пастбищах. Однако в сосняках береза, по – видимому, в известной степени заменяет осину в зимнем питании лося. Итак, лось в силу свойственной ему зимней концентрации в локальных молодняках, распределен в насаждениях крайне неравномерно, и интенсивность использования основных кормовых пород (осины, сосны) находится в обратной зависимости от их обилия. Интенсивность использования же случайно на территории произрастающих древесных и кустарниковых пород (например дуба, крушины, рябины и др.) находится в прямой зависимости от плотности населения лося.

В елово-сосновых лесах по мере предпочтительности различных типов местопроизрастания насаждений лосями они располагаются следующим образом: верещатниковый, багульниково-сфагновый, бруснично-черничный, черничный и брусничный; в елово-лиственных и лиственных лесах с елью: черничный, снытевый, таволговый, осоково-разнотравный, крапивный, чернично-кисличный и широколиственно-кисличный. Коэффициент концентрации лося (установленный по соотношению кучек зимних экскрементов на 1 га в конкретном местообитании со средним количеством тех же кучек на 1 га в лесном массиве в целом) в брусничном типе местопроизрастания молодняков сосны составляет 3,5, верещатниковом – 11,6–34,8, бруснично-черничном – 1,7, багульниково-сфагновом – 3,7 и широколиственно-кисличном – 10,5. С уменьшением площади кормовых угодий, приходящейся на одного лося, этот коэффициент резко возрастает. Сравнительно низкая интенсивность использования сосны в самых бедных (лишайниковый, сфагновый) и в самых богатых (кисличный и снытевый) типах местопроизрастания в первом случае объясняется слабым развитием побегов, а во втором – их чрезмерным диаметром, препятствующим скусыванию.

Примесь в составе лесных молодняков или непосредственное соседство излюбленных лосями пород резко увеличивает использование основных лесообразующих пород (Вигилев, Иванова, Любченко, Романов, 1972). Смешанные молодняки используются в 2 раза сильнее, чем чистые (Сорокина, 1979).

Зависимость сохранности перспективных саженцев в культурах сосны (y , %) от количества посадочных мест (x_1), возраста (x_2) и площади участка (x_3) выражается уравнениями:

$$y = -7,2 + 7,4x_1 - 0,13x_1^2 (\eta = 0,748; S = 23,8)$$

$$y = 563,6 - 236,9x_2 + 32,0x_2^2 - 1,3x_2^3 (\eta = 0,869; S = 8,1)$$

$$y = 23,9 + 26,0x_3 - 3,2x_3^2 (\eta = 0,530; S = 26,0)$$

На зимних пастбищах лося между сохранностью саженцев сосны и их возрастом существует обратная зависимость, а с площадью участка и количеством посадочных мест — прямая. Эти закономерности сохраняются лишь при умеренной плотности населения лося (2–3 особи на 1000 га). При указанной плотности лося культуры сосны более всего от него страдают в возрасте от 4 до 8 лет, произрастающие на участках площадью до 3 га и с количеством посадочных мест до 6–8 тыс. на 1 га.

Интенсивность обгладывания коры ясеня и дуба лосем находится в обратной зависимости от полноты насаждений. С увеличением доли ясеня в составе насаждений его повреждаемость уменьшается, а дуба увеличивается. Это объясняется значительным количеством ясеня в составе насаждений и незначительным — дуба, увеличение доли которого повышает вероятность его обнаружения животными. С увеличением возраста ясеня и дуба количество деревьев с обглоданной корой увеличивается. По достижении деревьями этих пород диаметра в 25 см обгладывание коры прекращается. С увеличением площади участков насаждений количество ясеней с обглоданной корой увеличивается, а дуба уменьшается ввиду уменьшения вероятности его обнаружения животными.

С увеличением глубины снежного покрова лоси сосредотачиваются на небольших участках богатых кормами осиновых и сосновых молодняков, в которых использование древесно-веточных кормов и повреждаемость деревьев резко возрастает.

Лось как древесноядный вид животных крупных стад не образует, иначе бы быстро разрушил свои зимние пастбища. В Литве средний индекс стадности лося зимой составляет 1,8–2,4 особи (Baleišis, 1977). Данные зимнего (февраль) авиаучета стад лосей в молодняках сосны показали, что одиночки и стада из 2–3 особей составляют 36 %, 4–8 особей — 26 % и из 10–16 особей — 38 %. Такие временные скопления лосей в сосновых культурах нередко приводят к их повреждению до полного уничтожения (Petružis, Padaiga, 1976). Таким образом, от величины временных скоплений лося также зависит интенсивность повреждения ими отдельных участков насаждений. Процент использованных им корм и поврежденных деревьев находится в прямой зависимости от величины временных стад и в обратной — от запаса древесно-веточных кормов на отдельных участках.

Таблица 1

Битуминозные сырые вещества изысканий заводов горючих веществ (в % на сухое вещество)

Порода, корма	Сухое вещество	Сырой про- теин	Сырой жир	Сырая клет- чатка	БЭВ	Селер	Уолл	Асф	Кам- фай	Фос- фор		Олео- шени		Источники
										10	11	12	13	
Дуб	кобег*	52,11	3,13	1,10	13,00	36,37	1,69		0,04	0,18		3,5:1	Падальга, 1905	
	— "	51,40	7,7	1,7	25,7	60,6	4,3						Падальга, 1909	
	кора	50,6	4,4	2,6	22,8	63,4	6,8							
	побеги	58,36	6,05	1,03	31,67	68,36	5,70	2,88	0,97	0,91	0,06	15:1	Дунин, Мале- цкая, 1976	
	кора	66,18	6,38	2,48	22,22	68,60	8,34	3,42	1,02	1,29	0,05	26:1	Дунин, Мале- цкая, 1976	
Олеа	побеги*	52,94	3,36		15,45		1,69		0,84	0,13		7,6:1	Падальга, 1905	
	— "	44,9	6,7	1,4	33,1	55,6	3,5						Падальга, 1909	
	кора	48,1	4,2	2,0	27,4	58,0	8,4							
	побеги	57,12	5,50	1,44	36,12	54,33	7,45	2,61	0,98	1,03	0,19	5:1	Дунин, Мале- цкая, 1976	
	кора	54,14	6,43	3,20	23,61		4,05	4,22	1,94	0,72	0,29	2,4:1	Козловский, 1971	
Олеа	побеги*	53,03	4,75	1,50	11,95	29,0	2,17		1,25	0,28		4,7:1	Падальга, 1905	
	— "	46,7	7,3	2,8	34,4	52,6	2,5						Падальга, 1909	
	кора	59,1	3,7	4,3	39,1	50,6	2,3							
	побеги	53,91	8,44	5,44	30,46	52,37	8,97	3,20	1,35	1,44	0,28	5,5:1	Дунин, Мале- цкая, 1976	
	кора	50,31	7,18	7,18	28,39	52,33	10,50	4,52	1,26	2,45	0,26	9:1	Козловский, 1971	
Олеа	побеги	58,72	5,61	4,36	31,37	43,15	6,84	3,31	0,89	1,55	0,37	4:1	Козловский, 1971	
	побеги		6,97	4,18	35,78	45,06	4,69	2,36	0,59	0,11	5:1	Козловский, 1971		
Олеа	кора		8,75	9,50	29,75	48,00	12,92	4,00						

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Берега.												
- победы	55,98	0,25	8,40	24,93	55,55	9,14	1,67	1,48	0,59	0,29	0,51	Дунай, Малыецкая, 1975
- "		5,96	3,50	38,00		8,00	2,60					Ковальца, 1971
Сосна.												
победы*	40,52	6,62	11,94	27,47			1,97	1,06	0,23	0,12	3,1	Падальга, 1976
- "	46,0	6,3	13,1	27,1	51,7		1,9					Падальга, 1969
кора	36,8	3,4	4,4	26,7	62,2		3,3					- "
победы	42,04	8,35	11,53	26,58	52,48	12,29	1,18	1,32	0,43	0,04	18,1	Дунай, Малыецкая, 1975
кора	37,69	5,94	8,06	21,17	64,12	11,98	2,71	0,95	3,87	0,11	14,1	- "
победы		7,59	9,84	29,21	35,69	8,21	1,88	1,21	0,38	0,51	1,1	Ковальца, 1971
- "		7,75	5,89	37,87	42,62	6,48	2,03		0,25	0,29	1,1	Ковальца, 1971
Вл.												
победы	45,75	6,56	6,88	28,19	56,08	13,31	2,29	1,05	0,77	0,08	9,1	Дунай, Малыецкая, 1975
кора	45,85	3,25	3,71	23,36	65,43	8,30	4,25	0,52	3,16	0,07	45,1	- "
Рябина.												
победы	46,94	3,13		15,09			1,53	0,79	0,79	0,29	2,7,1	Падальга, 1965
кора	47,17	4,44	6,25	27,09	57,28	7,50	4,94	0,71	2,59	0,07	37,1	Дунай, Малыецкая, 1975
победы		5,50	2,20	30,30	47,34	5,00	4,98					Ковальца, 1971
Крушина.												
победы*	44,82	4,11		11,36			1,50		0,88	0,16	3,1	Падальга, 1965
- "	49,68	8,15	3,60	25,70	50,00	10,53	2,95	1,40	1,18	0,10	18,1	Дунай, Малыецкая, 1975
кора	52,01	5,25	4,48	17,06	69,27	14,24	3,95	0,84	1,51	0,07	21,1	- "

Продолжение табл. 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Черемуха, побеги	43,11	4,33	1,40	10,56	25,27		1,48		0,79	0,18	4:1	Падайга, 1965
"	41,4	13,3	2,2	22,5	58,1		3,9					Падугова, 1969
кора	45,9	7,2	1,7	29,2	58,1		3,8					"
Ива, побеги	48,6	9,4	3,1	36,2	46,2		5,1					Падугова, 1969
кора	47,8	6,3	3,1	25,8	56,0		8,8					"
побеги	52,73	8,31	3,18	28,69	57,28	9,21	2,54	1,33	1,54	0,08	19:1	Дунин, Мал-
кора	50,74	4,13	2,99	24,19	64,56	11,03	4,13	0,58	1,76	0,11	16:1	чевская, 1975
побеги	8,47	8,47	4,01	28,22	42,68	5,77	3,73		1,67	0,51	3:1	Козловский, 1971
"	7,75	7,75	4,40	32,71	49,43	12,00	2,95		0,65	0,13	5:1	Ковалина, 1971
Лещина, побеги	45,92	3,81	1,48	13,18	25,62		1,28		0,86	0,16	5:1	Падайга, 1965
"	42,8	10,4	1,8	34,4	49,9		3,5					Падугова, 1969
Можжевельник, побеги	42,2	8,1	7,7	34,2	46,4		3,6					"
"	53,53	9,06	9,79	24,32	53,12	9,76	3,71	1,45	1,86	0,03	60:1	Дунин, Малчевская, 1975
"	11,50	11,50	14,00	30,00	40,50	19,90	4,0		0,23	0,61	1:3	Ковалина, 1971
Черника, побеги	39,0	8,0	2,4	35,0	51,5		3,1					Падугова, 1969

* В % на побеги естественной влажности.

ЛИТЕРАТУРА

- Александрова И.В., Красовский Л.И. О балансе кальция и фосфора у лосей в природных условиях // Тр. Кировского с.-х. ин-та. 1969. № 46. С. 29-39.
- Вигилев А.М., Иванова Г.И., Любченко О.В., Романов Ю.М. Некоторые закономерности распределения лосей в лесах // Лесное хоз-во. 1972. № 6. С. 64-66.
- Душин В.Ф., Мальчевская Е.Н. Динамика химического состава древесно-веточных кормов лося в лесах Березинского заповедника // Заповедники Белоруссии. Минск: Ураджай, 1975. Вып. 4. С. 157-168.
- Иванова Г.И. Усвоение органического вещества зимнего корма лосями // Копытные фауны СССР. М.: Наука, 1975. С. 172-173.
- Ковалина Г. Биохимическая характеристика основных зимних древесно-веточных кормов лося // Тр. Завидовского зап.-охотн. хоз. М., 1971. Вып. 11. С. 244-253.
- Козловский А.А. Лесные охотничьи угодья. М.: Лесн. пром-сть, 1971. 159 с.
- Ларин И.В. Кормовые растения СССР // Растительное сырье СССР. М.-Л., 1957. С. 195-325.
- Падайга В.И. Значение кошули в лесном хозяйстве и система мероприятий по защите от нее лесовозобновления в Литовской ССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Таллинн, 1965. 25 с.
- Падайга В.И. Некоторые закономерности повреждений лесных насаждений дикими копытными животными // Охотничье хозяйство в интенсивном комплексном лесном хозяйстве. Каунас-Гирюнис, 1975. С. 145-146.
- Падутова А.В. Химический состав и переваримость древесно-веточного корма копытных Беловежской пушчи в зимний период // Беловежская пушча: (Исследования). Минск: Урожай, 1969. Вып. 3. С. 126-131.
- Сорокина Л.И. Реакция лося на изменения кормовой емкости вырубок // Вопросы лесного охотоведения. М., 1979. С. 34-44.
- Толкач В.Н. Влияние копытных на естественное возобновление леса в основных формациях Беловежской пушчи // Охотничье хозяйство в интенсивном комплексном лесном хозяйстве. Каунас-Гирюнис, 1975. С. 74-76.
- Юргенсон П.Б. Биологические основы охотничьего хозяйства в лесах. М.: Лесн. пром-сть, 1973. 173 с.
- Baleišis R. Briedis. Vilnius: Mokslas, 1977. 68 p.
- Dasmann R.F. Wildlife biology. New York, London, Sydney: John Wiley, 1966. 231 p.
- Grasmann A. Sind der P-Gehalt oder sogar das Ca: P-Verhältnis die mögliche ursache für die Verbißschaden durch Rehwild? // Z. Jagdwiss. 1962. Vol. 8, N 4. S. 158-163.
- Longhurst W.M., Jones M.B., Kepner R.E. A basis for the palatability of deer forage plants // Trans. 33 Amer. Wildlife and Natur. Resour. Conf. Balanc. Future Resour. Use. Houston, Tex., 1968, Wash. D.C., p. 181-192.

- Marina B., Padaiga V. Stirnų mitybos fiziologijos klausimu // Girios. 1975. Nr. 11. P. 18-20.
- Petrušis G., Padaiga V. Briedžių antžeminė ir avioapskaita Anykščių medžioklės ūkyje // Girios. 1976. N 4. P. 19-22.

SOME REGULARITIES IN DAMAGE CAUSED BY ELKS TO FOREST CULTURES

V. Padaiga

Summary

The article deals with the Elk's feeding habits in winter resulting in forest damage. It is shown that feeding habits depend on the main tree species of the forest as well planting density, area of the culture, the biochemical composition of the tree and shrub species. Several correlations have been expressed by mathematical formulas (calculated r), also the perspective of preserving young plants (calculated η).

Tartu Ülikooli Toimetised
Vihik nr. 955
**PROCEEDINGS OF THE FIRST BALTIC
THERIOLOGICAL CONFERENCE**
Töid zoologia alalt
Tartu Ülikool
EE2400 Tartu, Ülikooli, 18
Vastutav toimetaja A. Kirk
16,64. 16,0. T. 469. 500
TU trükikoda. EE2400 Tartu, Tügi, 78